

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI

**DÉGRADATION DES GLACES DE MER ET BIOGÉOGRAPHIE DES ÎLES
MARINES CANADIENNES**

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Comme exigence partielle du programme de
Gestion de la faune et de ses habitats

PAR
MARIE CLAIRE BÉDARD

Août, 2008

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

REMERCIEMENTS

Je souhaite tout d'abord remercier mon superviseur, Dominique Berteaux pour sa confiance et sa compréhension à travers les hauts et les bas de cette maîtrise. Ton sens critique et ton sens de l'humour m'ont tous deux été d'une grande aide durant les trois dernières années (et des poussières...).

Plusieurs autres personnes ont contribué à la réussite de ce projet. Un gros merci à Edith Sénéchal et Adam Michel pour leur travail acharné sur le terrain. Grâce à vous, les nombreux échantillons perdus auront eu l'avantage d'avoir été agréables à récolter. Merci aussi à Alain Pelletier, Kim Poitras, Michel Turgeon, Roger St-Arneault et à tout le personnel du Parc de l'île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé pour leurs précieuses contributions aux travaux de terrain. Je veux aussi remercier tout spécialement Guy Aubain, Chantal Bourget, Gilbert Bourget, Louis Brochet, Alcide Laflamme, Michel Méthot, Magella Murray et deux personnes anonymes pour avoir généreusement accepté de participer aux entrevus et de partager avec moi quelques brides de leurs souvenirs.

Pour leur support technique ainsi que leurs précieux conseils, mille mercis à Joel Bêty, Katie Brown, Alain Caron, Pierre Etcheverry, John Iacozza, Arnaud Mosnier, Jean-François Ouellet, Jean-Pierre Ouellet, François Saucier, Caroline St-Pierre, Jean-François Rail, Simon Senneville et Bruno Tremblay (et la liste pourrait être beaucoup

plus longue). Un gros merci aux étudiants (et ex-étudiants) du labo Berteaux-Bêty pour vos critiques, vos desserts et l'ensemble de votre œuvre.

Pour finir, je veux remercier tous les êtres chers qui m'ont patiemment supportée et encouragée tout au long de cette maîtrise. Tout d'abord, merci à ma petite famille adorée : Maman, Papa, Rémi et Félix. Catherine, grande amie et « compagne de bataille », merci pour ta complicité et les fous rires. Yanick, je te réserve des tonnes de mercis pour tout ton amour, ton humour et ton support inconditionnel. Tu la mérites presque autant que moi cette maîtrise...Finalement, je veux dédier ce mémoire à mon fils, le beau Philippe, qui, grâce à sa bonne humeur et ses nuits de 12 heures, m'a permis de terminer ma maîtrise le sourire aux lèvres.

Ce projet n'aurait pu être réalisé sans le support et/ou le financement des organismes suivants (en ordre alphabétique): les Chaires de recherche du Canada, le Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), le Parc National de l'île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé, le Réseau de centres d'excellence ArcticNet ainsi que l'Université du Québec à Rimouski.

AVANT-PROPOS

Ce mémoire est composé de quatre chapitres. Le premier chapitre consiste en une introduction qui fournit au lecteur une mise en contexte du sujet d'étude. Le deuxième chapitre est présenté sous forme d'un article à être soumis à la revue *Global Change Biology*. Le troisième chapitre présente une étude de cas qui permet d'explorer les conséquences à l'échelle locale de la problématique soulevée dans le chapitre précédent. Le mémoire se termine par une conclusion générale.

Contribution des auteurs

Bien que Dominique Berteaux soit co-auteur de l'article principal, celui-ci doit être considéré comme le mémoire de l'étudiante. L'apport de D. Berteaux se limite aux fonctions de supervision. Il a guidé l'étudiante lors de la planification du travail de terrain, lors de l'analyse des données et lors de la rédaction du mémoire. Marie Claire Bédard a planifié l'échantillonnage, récolté les données, fait les analyses statistiques et rédigé le mémoire.

RÉSUMÉ

Au cours des dernières décennies, le couvert de glaces de mer de l'Hémisphère Nord a connu des changements importants, avec des conséquences sur l'écologie d'espèces animales. Notre objectif central était de décrire comment la biogéographie des îles marines du nord et de l'est canadien (i.e. celles situées dans la partie est de la mer de Beaufort, l'archipel arctique canadien, la baie d'Hudson, la baie de Baffin, la mer du Labrador et le Golfe du St-Laurent, soit 2973 îles de plus de 1 km²) pourrait être affectée par la dégradation actuelle du couvert de glaces de mer. Nous avons privilégié une approche à deux échelles spatiales. À l'échelle régionale nous avons comme objectifs de vérifier de façon quantitative si, d'une part, des changements dans l'étendue des glaces sont observables à l'échelle de notre aire d'étude. D'autre part, nous voulions quantifier les impacts de ces changements sur l'environnement glacé des îles marines situées dans notre aire d'étude. L'analyse de chartres de glaces (Service canadien des glaces) montre que, de 1980 à 2005, les étendues minimales (période estivale) et maximales (période hivernale) des glaces dans notre aire d'étude ont diminué (5.2 et 1.7% par décennie, respectivement). Ces changements se traduisent par une diminution (12.3% par décennie) du nombre d'îles passant l'année entourée de glace et une augmentation (3.5% par décennie) du nombre d'îles passant toute l'année en eau libre. Cependant, en raison d'une variabilité interannuelle élevée, ces tendances ne sont pas statistiquement significatives. Comme la réduction de l'étendue maximale des glaces se traduit, au sud de notre aire d'étude, par une disparition des ponts de glace et une réduction majeure des probabilités de migration de certaines espèces animales, ces changements pourraient avoir une plus grande significativité biologique que ceux observés pour l'étendue minimale (au nord de l'aire d'étude).

À l'échelle locale, nous avons comme premier objectif de reconstruire l'historique de la température de l'air et du pont de glace d'une île (l'île Bonaventure) située à la limite sud de notre aire d'étude, là où nous anticipons les changements les plus significatifs dans l'état des glaces. Grâce à des entrevues semi-dirigées réalisées en 2006 auprès de neuf personnes vivant dans le secteur de l'île nous savons maintenant que, depuis le début du siècle dernier (les entrevues couvrent la période de 1920 (environ) à 2006), le pont de glace reliant l'île Bonaventure au continent se forme de moins en moins souvent et que lorsqu'il se forme, il est moins épais et dure moins longtemps que dans le passé. Nous avons pu associer ces changements avec un réchauffement des températures hivernales dans la région. Nos autres objectifs avaient tous pour but d'évaluer les impacts possibles de cette dégradation du pont de glace sur l'écosystème qu'abrite cette île. Ces objectifs spécifiques étaient 1) de rassembler des informations sur la composition de l'écosystème en espèces potentiellement affectées par la présence/absence d'un pont de glace (entrevues semi-dirigées, captures) 2) de rassembler des informations sur l'utilisation du pont de glace par les organismes vivants de l'île Bonaventure (entrevues semi-dirigées), 3) d'évaluer de façon plus détaillée la vulnérabilité d'une population (renards roux) apparaissant comme particulièrement dépendante de la présence de ponts de glace (capture, marquage, observations et télémétrie) et 4) de mieux comprendre les liens entre cette population de renards et le reste de l'écosystème (capture, marquage, télémétrie et observations). Les travaux de terrain exécutés durant l'été 2005 nous ont permis de répondre à ces quatre objectifs et de déterminer que la population de renards est vulnérable à une raréfaction du pont de

glace, car l'isolement qui en découle augmente les risques de disparition de cette petite population (4-5 adultes). Dans le cas d'une disparition de la population de renards, nous supposons que certaines espèces (vertébrés herbivores et certaines colonies d'oiseaux), pourraient proliférer, engendrant des conséquences diverses aux autres niveaux trophiques. À moins, bien sur, que les autres prédateurs terrestres de l'île (hermines et oiseaux de proie) n'arrivent à combler le vide laissé par les renards et suffisent à stabiliser ces populations.

En combinant deux échelles spatiales (régionale et locale) et deux champs d'étude (biologie et géographie physique), cette étude permet de mieux comprendre les impacts locaux d'un changement global.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	i
AVANT-PROPOS.....	iii
Contribution des auteurs	iii
RÉSUMÉ	iv
TABLE DES MATIÈRES.....	vi
CHAPITRE 1: INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	viii
<i>Changements climatiques et dégradation des glaces de mer</i>	1
<i>Dégradation des glaces de mer et écologie des écosystèmes nordiques</i>	2
<i>Objectifs de l'étude</i>	8
BIBLIOGRAPHIE	10
CHAPITRE 2: SEA ICE DEGRADATION AND THE BIOGEOGRAPHY OF CANADIAN MARINE ISLANDS	14
INTRODUCTION	19
MATERIALS AND METHODS.....	23
<i>Study area</i>	23
<i>Sea ice extent</i>	24
<i>Ice bridges</i>	25
<i>Bonaventure Island</i>	25
<i>Statistics</i>	27
RESULTS	28
<i>Sea ice extent</i>	28
<i>Ice bridges</i>	28
<i>Bonaventure Island</i>	29
DISCUSSION.....	30
<i>Sea ice extent</i>	31
<i>Ice bridges</i>	33

<i>Bonaventure Island</i>	33
<i>The future</i>	35
<i>Biogeographical consequences</i>	36
ACKNOWLEDGEMENTS	39
REFERENCES	40
FIGURES AND TABLES	46
CHAPITRE 3: IMPACTS POSSIBLES DE LA DÉGRADATION DU PONT DE GLACE DE L'ÎLE BONAVENTURE SUR L'ÉCOSYSTÈME TERRESTRE DE CETTE ÎLE	53
INTRODUCTION	54
<i>Dégradation des glaces de mer</i>	54
<i>Glaces de mer et biogéographie insulaire</i>	55
<i>Le cas de l'île Bonaventure</i>	57
MATÉRIEL ET MÉTHODES	59
<i>Aire d'étude</i>	59
<i>Objectif 1a: Composition de l'écosystème: mustélidés</i>	61
<i>Objectif 1b: Composition de l'écosystème : autres espèces</i>	62
<i>Objectif 2: Utilisation du pont de glace par les animaux et par les humains</i>	63
<i>Objectif 3: Vulnérabilité de la population de renards roux</i>	64
<i>Objectif 4: Liens trophiques entre la population de renards roux et le reste de l'écosystème</i>	65
RÉSULTATS	66
<i>Objectif 1a: Composition de l'écosystème: mustélidés</i>	66
<i>Objectif 1b: Composition de l'écosystème : autres espèces</i>	67
<i>Objectif 2a: Utilisation du pont de glace par les animaux</i>	68
<i>Objectif 2b: Utilisation du pont de glace par les humains</i>	69
<i>Objectif 3: Vulnérabilité de la population de renards roux</i>	70
<i>Objectif 4: Relations trophiques de la population de renards roux</i>	71
DISCUSSION	73
<i>Vulnérabilité de la population de renards roux</i>	74
<i>Conséquences possibles de la disparition de la population de renards roux</i>	75
<i>Autres conséquences possibles de la dégradation du pont de glace</i>	80

CONCLUSION	81
BIBLIOGRAPHIE	83
CONCLUSION DU MÉMOIRE	93

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Changements climatiques et dégradation des glaces de mer

Le réchauffement planétaire est maintenant sans équivoque (Alley et al. 2007). De 1906 à 2005, la température moyenne planétaire a augmenté d'environ 0,07°C par décennie et cette tendance est quasiment doublée (0,13 °C par décennie) si l'on considère uniquement les années 1956 à 2005 (Alley et al. 2007). Bien que le climat soit sujet à des variations naturelles, il semble que le réchauffement observé depuis le milieu du 20^{ème} siècle soit essentiellement causé par l'augmentation des concentrations de gaz à effet de serre d'origine humaine (Alley et al. 2007).

La dégradation du couvert de glaces de mer dans l'Hémisphère Nord est une des conséquences du réchauffement climatique les mieux quantifiées (Comiso et al. 2008) et sans doute une des plus médiatisées. Dans les faits, les hausses de température se traduisent par des retards dans les dates d'embâcle et un devancement des dates de débâcle et donc en un raccourcissement de la période propice à la formation de glaces et en une détérioration de l'état des glaces en général (Parkinson 2000; Comiso 2006b). Étant relativement faciles à suivre à l'aide d'images satellites, les changements en termes de couvert des glaces et plus particulièrement la diminution de l'étendue minimale des glaces sont les mieux documentés (Tremblay et al. 2007; Comiso et al. 2008). Dans les faits, de 1979 à 2007, l'étendue (surface couverte par des glaces ayant une concentration d'au moins 15%) minimale des glaces de mer pour l'Hémisphère Nord a diminué selon un taux de 10,2% par décennie (Comiso et al. 2008). Le 14

septembre 2007, une étendue de glace minimale record, sans précédent depuis le début des suivis par satellite en 1979, a été enregistrée (NSIDC 2007). L'étendue était alors 24 % plus faible que durant le record précédent en septembre 2005 (Comiso et al. 2008). L'accélération des tendances que l'on connaît depuis quelques années serait en partie imputable à une boucle de rétroactions positives, la rétroaction glace-albédo (Holland et al. 2006; Comiso et al. 2008). Lorsque l'étendue de glaces de mer rétrécit, la surface d'eau libre exposée augmente. Comme l'eau a un albédo (capacité à refléter l'énergie solaire) plus faible que la glace, il en résulte une plus grande absorption de chaleur qui se traduit par un nouveau déclin dans l'étendue des glaces et ainsi de suite (Meier et al. 2007). Les glaces pérennes (glaces qui survivent à la période de fonte), en plus de perdre du terrain, sont de plus en plus jeunes et par conséquent de moins en moins épaisses (Rothrock et al. 1999; Wadhams et Davis 2000; Maslanik et al. 2007). Les glaces restantes deviennent donc plus sujettes au démantèlement causé par le vent (Kerr 2007) ou par d'autres forces mécaniques (passage de navires). L'étendue maximale des glaces (en mars) pour l'Hémisphère Nord connaît pour sa part un déclin plus modeste (-1,9% par décennie; Comiso 2006a). Cette situation pourrait cependant changer. En effet, les valeurs anormalement basses obtenues pour les années 2005 à 2007 laisse présager que cette tendance pourrait elle aussi s'accélérer (Comiso 2006a; Comiso et al. 2008).

Dégradation des glaces de mer et écologie des écosystèmes nordiques

Selon un ensemble de modèles prédictifs, le réchauffement de la planète devrait se poursuivre au cours des prochaines décennies à un rythme d'environ 0,2°C par décennie

(Alley et al. 2007). Conséquemment, les tendances observées dans l'état des glaces devraient se poursuivre elles aussi, si bien que les modèles prévoient la disparition ou la quasi-disparition du couvert de glace estival de l'Arctique d'ici la fin du 21^{ème} siècle (Holland et al. 2006; Stroeve et al. 2007; Tremblay et al. 2007). De plus, la superficie d'océan réunissant les conditions nécessaires à la formation de glace devrait continuer de diminuer et ainsi, l'étendue maximale des glaces pour l'hémisphère nord devrait continuer son déclin (Walsh et Timlin 2003). En plus du réchauffement climatique, l'intensification des transports maritimes est un autre élément dont il faut anticiper l'impact négatif sur l'état des glaces de mer (Kerr 2002). Cette situation s'applique particulièrement à l'Arctique canadien où la récente dégradation de l'état des glaces ouvre la porte au trafic maritime par l'intermédiaire du passage du nord-ouest qui devient de plus en plus accessible à la navigation (Hassol 2004).

La glace est partie intégrante de plusieurs processus clés du fonctionnement des écosystèmes nordiques. Elle est un substrat vital pour les espèces pagophiles, c'est-à-dire les espèces pour lesquelles la glace de mer est essentielle à l'alimentation et/ou à la reproduction. Le principal avantage de la glace est de faciliter les déplacements d'espèces terrestres qui ne volent pas. Même si plusieurs de ces espèces ont une bonne capacité de nage (Jackson 1919; Carter et Merrit 1981; Strub 1992), la glace représente souvent une matrice de déplacement moins risquée et moins coûteuse énergétiquement que l'eau libre (Carter et Merrit 1981; Derocher et al. 2004). Une partie des caribous de Peary (*Rangifer tarandus pearyi*) de l'ouest de l'Arctique canadien fait chaque année des déplacements entre les îles, ce qui agrandit l'aire de répartition de la population et permet de pallier à une capacité de support du milieu limitante (Miller et al. 1977). Les

ours polaires (*Ursus maritimus*), eux, se nourrissent à la lisière de la banquise et se servent des glaces pour se déplacer vers les sites d'alimentation (Kerr 2002; Barber et Iacozza 2004; Derocher et al. 2004). Plusieurs communautés humaines, et particulièrement certaines communautés Inuit sont aussi dépendantes de la présence des glaces, que ce soit pour accéder à leurs ressources ou pour se déplacer (Kerr 2002; Tremblay et al. 2006).

Tableau 1.Exemples d'espèces pour lesquelles il y a des preuves de déplacements entre des masses terrestres par l'intermédiaire de ponts de glace. La distance maximale traversée (en mètres) est donnée entre parenthèses quand celle-ci était disponible.

Espèces	Méthode utilisée	Référence
Micromammifères (<i>Microtus</i> spp., <i>Peromyscus</i> spp., etc)	Suivi de pistes, animaux marqués	Beer, Lukens et al. (1954)
Cerf de Virginie (<i>Odocoileus virginianus borealis</i>), écureuil roux (<i>Sciurus hudsonicus</i>), lièvre d'Amérique (<i>Lepus americanus phaeonotus</i>), renard roux (<i>Vulpes vulpes</i>), coyote (<i>Canis latrans latrans</i>) et hermine (<i>Mustela cicognanii</i>)	Observations	Jackson (1919)
Coyote, renard roux, écureuil roux (<i>Tamiasciurus hudsonicus</i>), écureuil gris (<i>Sciurus carolinensis</i>), lapin à queue blanche (<i>Sylvilagus floridanus</i>), vison d'Amérique (<i>Mustela vison</i>), raton laveur (<i>Procyon lotor</i>) et moufette rayée (<i>Mephitis mephitis</i>)	Suivi de traces	Lomolino (1990)
Caribou de Peary (39000; <i>Rangifer tarandus pearyi</i>)	Suivi de pistes et observations d'animaux marqués	Miller, Russel et al. (1977)
Lièvre variable (<i>Lepus timidus</i>) et renard roux	Suivi de pistes et observations d'animaux marqués (lièvres), N/D (renards)	Angerbjorn (1989)
Cerf de Virginie (2100), coyote (5315), renard roux (2320), raton laveur (140), vison d'Amérique (785), rat musqué (650; <i>Ondatra zibethicus</i>), moufette rayée (785), lapin à queue blanche (950), écureuil gris (160), écureuil roux (285), condylure étoilé (1068; <i>Condylura cristata</i>), campagnol des champs (595; <i>Microtus pennsylvanicus</i>), souris à pattes blanches (36; <i>Peromyscus leucopus</i>), grande musaraigne (475; <i>Blarina brevicauda</i>)	Suivi de pistes	Lomolino (1986)
Caribou (<i>Rangifer arcticus</i> et <i>Rangifer tarandus</i>), orignal (<i>Alces alces Americana</i>), bœuf musqué (<i>Ovibos moschatus</i>), renard arctique (<i>Vulpes lagopus</i>)	Observations et observations d'animaux marqués (caribous), N/D (autres)	Banfield (1954)

Un certain nombre d'études ont déjà mis de l'avant des impacts de la dégradation des glaces sur l'écologie de certaines espèces animales. Par exemple, Striling et al. (1999) rapportent que dans l'ouest de la baie d'Hudson, un devancement de la date de débâcle peut être associé à une détérioration de la condition physique des femelles ours polaires. Chez les guillemots de Brunnich (*Uria lomvia*) un devancement de la date de débâcle semble avoir des effets négatifs sur la reproduction des populations nichant à la limite sud de l'aire de répartition et positifs sur celles nichant à la limite nord (Gaston et al. 2005).

Dans un ordre d'idée plus général, selon Lomolino (1994), la dégradation des glaces de mer pourrait même affecter la diversité spécifique des écosystèmes insulaires nordiques en général. C'est du moins ce qu'il propose suite à une méta-analyse selon laquelle malgré des habitats et des réservoirs d'espèces semblables, les îles reliées au continent ou à d'autres îles par un pont de glace stable comptaient plus d'espèces par unité de surface que celles situées dans les secteurs où les courants et l'instabilité des glaces limitent les déplacements sur les glaces. Cette relation s'explique en faisant appel à la théorie de la biogéographie insulaire (MacArthur et Wilson 1967). Selon cette théorie, la diversité spécifique retrouvée sur une île est fonction d'un équilibre entre l'immigration et l'extinction des organismes vivants. L'intensité de ces forces est modulée par la taille de l'île ainsi que par son niveau d'isolement spatial. À l'origine, l'isolement spatial était défini par la distance séparant une île des sources de colonisation les plus proches. Dans les dernières années, cette théorie a été raffinée et

on considère maintenant l'impact de différentes caractéristiques des îles (forme, état de la matrice de déplacement, etc.) ainsi que des espèces impliquées (taille, capacité de dispersion, etc.) sur l'isolement effectif des populations insulaires (Brown et Lomolino 2000; Lomolino 2000a; Lomolino 2000b; Ricketts 2001; Whittaker et al. 2005). Dans les écosystèmes nordiques, à cause de la présence plus ou moins longue de glaces autour des îles, la matrice de déplacement, considérée comme uniforme dans les modèles classiques, est en fait hétérogène spatialement et temporellement (Ricketts 2001). Comme la présence de glace facilite les déplacements de certaines espèces animales (tableau 1), elle augmente les probabilités d'immigration de celles-ci et réduit donc l'isolement spatial effectif des îles (Banfield 1954; Lomolino 1986; Lomolino 1994). De ce fait, elle module trois paramètres liés étroitement au maintien de la biodiversité insulaire, soit :

- Le maintien de la diversité génétique par l'ajout de nouveaux individus à une population insulaire existante
- La recolonisation par de nouveaux individus suite à l'extinction d'une population insulaire
- L'établissement de nouvelles populations insulaires par l'arrivée d'individus d'espèces nouvelles

L'état des connections glacées reliant des îles à des sources potentielles de colonisation peut donc avoir des effets à court ou long terme sur la biodiversité de ces îles en question. La dégradation de l'état des glaces de mer en cours dans plusieurs

régions de la planète est donc préoccupante pour la conservation de la biodiversité au sein des écosystèmes insulaires nordiques. À l'inverse, devenant de plus en plus isolées, ces îles peuvent devenir des refuges pour certaines espèces en limitant l'arrivée soit de prédateurs, soit d'espèces compétitrices, de maladies ou de parasites (Fay et Stephenson 1989; Carmichael et al. 2007; Chaulk et al. 2007).

Objectifs de l'étude

À notre connaissance, aucune étude n'a encore mis en lumière cette relation entre le réchauffement climatique, la dégradation des glaces de mer et la biogéographie insulaire, ni les impacts potentiels de ce phénomène pour la biodiversité des écosystèmes insulaires nordiques. Le but principal de notre étude est donc d'explorer cette problématique en hiérarchisant notre approche selon deux échelles spatiales. D'une part, nous décrivons, dans le chapitre 2, une analyse à grande échelle (échelle régionale) dont l'objectif principal était d'évaluer, de façon quantitative, l'ampleur de la dégradation des glaces de mer dans les eaux de l'est et du nord Canadien et les impacts sur l'englacement des îles situées dans ces secteurs. Cette approche est complétée par l'étude de cas d'une île située à l'extrémité sud de notre aire d'étude (île Bonaventure), là où les changements les plus importants en termes de fréquence de formation des ponts de glace devraient se faire sentir. Nous avons testé l'hypothèse selon laquelle le pont de glace de cette île aurait connu des changements dans les dernières années et nous avons vérifié si ces changements seraient associés à une hausse des températures locales. Dans le chapitre 3, une analyse à une échelle plus fine (échelle locale) nous a permis d'étudier la vulnérabilité de l'écosystème insulaire de l'île Bonaventure à la

dégradation des glaces. Nous avons ainsi analysé les impacts potentiels de cette dégradation sur les différentes composantes de l'écosystème. Certaines méthodes ont été utilisées à la fois pour répondre aux objectifs du chapitre 2 et du chapitre 3, d'où certaines zones de chevauchement entre ces chapitres. En combinant deux échelles spatiales (régionale et locale) et deux champs d'étude (biologie et géographie physique), cette étude permet de mieux comprendre les impacts locaux d'un changement global.

BIBLIOGRAPHIE

- Alley, R., T. Berntsen, N. L. Bindoff, Z. Chen, A. Chidthaisong, P. Friedlingstein, J. Gregory, G. Hegerl, M. Heimann, B. Hewitson, B. Hoskins, F. Joos, J. Jouzel, V. Kattsov, U. Lohmann, M. Manning, T. Matsuno, M. Molina, N. Nicholls, J. Overpeck, D. Qin, G. Raga, V. Ramaswamy, J. Ren, M. Rusticucci, S. Solomon, R. Somerville, T. F. Stocker, P. Stott, R. J. Stouffer, P. Whetton, R. A. Wood et D. Wratt. 2007. **Climate change 2007: The physical science basis**. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change 18 p.
- Angerbjörn, A. 1989. "Mountain Hare Populations on Islands - Effects of Predation by Red Fox." **Oecologia** 81(3): 335-340.
- Banfield, A. W. F. 1954. "The Role of Ice in the Distribution of Mammals." **Journal of Mammalogy** 35(1): 104-107.
- Barber, D. G. et J. Iacozza. 2004. "Historical analysis of sea ice conditions in M'Clintock channel and the Gulf of Boothia, Nunavut: Implications for ringed seal and polar bear habitat." **Arctic** 57(1): 1-14.
- Beer, J. R., P. Lukens et D. Olson. 1954. "Small Mammal Populations on the Islands of Basswood Lake, Minnesota." **Ecology** 35(4): 437-445.
- Brown, J. H. et M. V. Lomolino. 2000. "Concluding remarks: historical perspective and the future of island biogeography theory." **Global Ecology and Biogeography** 9(1): 87-92.
- Carmichael, L. E., J. Krizan, J. A. Nagy, E. Fuglei, M. Dumond, D. Johnson, A. Veitch, D. Berteaux et C. Strobeck. 2007. "Historical and ecological determinants of genetic structure in arctic canids." **Molecular Ecology** 16(16): 3466-3483.
- Carter, J. L. et J. F. Merrit. 1981. "Evaluation of swimming ability as a means of island invasion by small mammals in coastal Virginia." **Annals Carnegie Museum of Natural History** 50: 31-46.
- Chaulk, K. G., G. J. Robertson et W. A. Montevecchi. 2007. "Landscape features and sea ice influence nesting common eider abundance and dispersion." **Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie** 85(3): 301-309.

- Comiso, J. C. 2006a. "Abrupt decline in the Arctic winter sea ice cover." **Geophysical Research Letters** 33(18): L18504.
- Comiso, J. C. 2006b. "Arctic warming signals from satellite observations." **Weather** 61(3): 70-76.
- Comiso, J. C., C. L. Parkinson, R. Gersten et L. Stock. 2008. "Accelerated decline in the Arctic sea ice cover." **Geophysical Research Letters** 35: L01703.
- Derocher, A. E., N. J. Lunn et I. Stirling. 2004. "Polar bears in a warming climate." **Integrative and Comparative Biology** 44(2): 163-176.
- Fay, F. H. et R. O. Stephenson. 1989. "Annual, Seasonal, and Habitat-Related Variation in Feeding-Habits of the Arctic Fox (*Alopex lagopus*) on St-Lawrence-Island, Bering Sea." **Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie** 67(8): 1986-1994.
- Gaston, A. J., H. G. Gilchrist et J. M. Hipfner. 2005. "Climate change, ice conditions and reproduction in an Arctic nesting marine bird: Brunnich's guillemot (*Uria lomvia* L.)." **Journal of Animal Ecology** 74(5): 832-841.
- Hassol, S. J. 2004. **Impacts of a warming arctic**. Cambridge: Arctic Climate Impact Assessment. 146 p.
- Holland, M. M., C. M. Bitz et B. Tremblay. 2006. "Future abrupt reductions in the summer Arctic sea ice." **Geophysical Research Letters** 33(23): L23503.
- Jackson, H. H. T. 1919. "An apparent effect of winter inactivity upon distribution of mammals." **Journal of Mammalogy** 1: 58-64.
- Kerr, R. A. 2002. "A warmer Arctic means change for all." **Science** 297(5586): 1490-1491.
- Kerr, R. A. 2007. "Is battered arctic sea ice down for the count?" **Science** 318: 33-34.
- Lomolino, M. V. 1986. "Mammalian Community Structure on Islands - the Importance of Immigration, Extinction and Interactive Effects." **Biological Journal of the Linnean Society** 28(1-2): 1-21.

- Lomolino, M. V. 1990. "The Target Area Hypothesis - the Influence of Island Area on Immigration Rates of Non-Volant Mammals." **Oikos** 57(3): 297-300.
- Lomolino, M. V. 1994. "Species Richness of Mammals Inhabiting Nearshore Archipelagoes - Area, Isolation, and Immigration Filters." **Journal of Mammalogy** 75(1): 39-49.
- Lomolino, M. V. 2000a. "A call for a new paradigm of island biogeography." **Global Ecology and Biogeography** 9(1): 1-6.
- Lomolino, M. V. 2000b. "A species-based theory of insular zoogeography." **Global Ecology and Biogeography** 9(1): 39-58.
- MacArthur, R. H. et E. O. Wilson. 1967. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press. 203 p.
- Maslanik, J. A., C. Fowler, J. Stroeve, S. Drobot, H. J. Zwally, D. Yi et W. Emery. 2007. "A younger, thinner Arctic ice cover: Increased potential for rapid, extensive sea-ice loss." **Geophysical Research Letters** 34: L24501.
- Meier, W. N., J. Stroeve et F. Fetterer. 2007. "Whiter arctic sea ice? A clear signal of decline regionally, seasonally and extending beyond the satellite record." **Annals of Glaciology** 46: 428-434.
- Miller, F. L., R. H. Russell et A. Gunn. 1977. "Inter-Island Movements of Peary Caribou (*Rangifer tarandus pearyi*) on Western Queen Elizabeth Islands, Arctic Canada." **Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie** 55(6): 1029-1037.
- NSIDC. (Page consultée le 22 novembre 2007). Arctic Sea Ice News Fall 2007, [En ligne]. Adresse URL: http://nsidc.org/news/press/2007_seaiceminimum/20070810_index.html.
- Parkinson, C. L. 2000. "Variability of Arctic sea ice: The view from space, an 18-year record." **Arctic** 53(4): 341-358.
- Ricketts, T. H. 2001. "The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes." **American Naturalist** 158(1): 87-99.

- Rothrock, D. A., Y. Yu et G. A. Maykut. 1999. "Thinning of the Arctic sea-ice cover." **Geophysical Research Letters** 26(23): 3469-3472.
- Stirling, I., N. J. Lunn et J. Iacozza. 1999. "Long-term trends in the population ecology of polar bears in western Hudson Bay in relation to climatic change." **Arctic** 52(3): 294-306.
- Stroeve, J., M. M. Holland, W. Meier, T. Scambos et M. Serreze. 2007. "Arctic sea ice decline: Faster than forecast." **Geophysical Research Letters** 34(9): L09501.
- Strub, H. 1992. "Swim by an Arctic Fox (*Alopex lagopus*), in Alexandra Fjord, Ellesmere-Island, Northwest-Territories." **Canadian Field-Naturalist** 106(4): 513-514.
- Tremblay, L. B., M. M. Holland, I. V. Gorodetskaya et G. A. Schmidt. 2007. "An ice-free arctic? Opportunities for computational science." **Computing in Science & Engineering** 9(3): 65-74.
- Tremblay, M., C. Furgal, V. Lafortune, C. Larrivée, J.-P. Savard, M. Barrett, T. Annanack, N. Enish, P. Tookalook et B. Etidloie. 2006. "Communities and ice: linking traditional and scientific knowledge. Pages 123-138" dans R. Riewe and J. Oakes, éditeurs. **Climate change: linking traditional and scientific knowledge**. Winnipeg: Arboriginal Issues Press.
- Wadhams, P. et N. R. Davis. 2000. "Further evidence of ice thinning in the Arctic Ocean." **Geophysical Research Letters** 27(24): 3973-3975.
- Walsh, J. E. et M. S. Timlin. 2003. "Northern Hemisphere sea ice simulations by global climate models." **Polar Research** 22(1): 75-82.
- Whittaker, R. J., M. B. Araujo, J. Paul, R. J. Ladle, J. E. M. Watson et K. J. Willis. 2005. "Conservation Biogeography: assessment and prospect." **Diversity and Distributions** 11(1): 3-23.

CHAPITRE 2

**SEA ICE DEGRADATION AND THE BIOGEOGRAPHY OF
CANADIAN MARINE ISLANDS**

Manuscrit en préparation pour une publication

Marie Claire Bédard et Dominique Berteaux

Chaire de recherche du Canada en conservation des écosystèmes nordiques,
Département de biologie, chimie et géographie et Centre d'études nordiques, Université
du Québec à Rimouski, 300 allée des Ursulines, Rimouski, Qc, Canada, G5L 3A1

Marie Claire Bédard and Dominique Berteaux. Sea ice degradation and the biogeography of Canadian marine islands.

In this study we investigate how the biogeography of islands located in northern and eastern Canadian waters (2,973 islands $\geq 1 \text{ km}^2$) might be affected by ongoing sea ice degradation. We worked at two spatial scales. At the regional scale, we analyse sea ice concentration data from the Canadian Ice Service to quantify the extent to which sea ice cover over northern and eastern Canadian waters (i.e. Canadian Arctic Archipelago, Hudson Bay, Baffin Bay, Labrador Sea, Gulf of St-Lawrence and east part of Beaufort Sea) has decreased in the last decades (1980-2005). We also evaluate quantitatively how these changes in sea ice conditions have altered the sea ice connections of islands located in these regions. At the local scale, we described through a case study the climate and ice bridge history of one island (Bonaventure Island) located at the Southern edge of our study area, where we anticipated the most dramatic changes in the frequency of ice bridge presence. Our results show that the rates of decrease of minimum and maximum annual sea ice extents across our study area are 5.2 and 1.7% per decade, respectively. These trends are not significant due to high inter-annual variability. However, they generated a decline of 12.3% per decade in the number of islands being surrounded by ice all year round (in northern part of the study area) and of 3.5% per decade in the number of islands that are free of sea ice all year round (in southern part of the study area). The rate of decrease is higher for minimum extent of sea ice and consequently the decrease in the number of islands that are surrounded by sea ice all year round is faster. However, the decrease in maximum sea ice extent results in changes that may be more biologically significant since they lead to the complete loss of ice connections and thus, to major reductions in terms of migration probabilities of

animal species. This is the case for Bonaventure Island, where the degradation (and quasi-disappearance) of the ice bridge can be associated with the warming of winter temperatures.

Marie Claire Bédard et Dominique Berteaux. Dégradation des glaces de mer et biogéographie des îles marines canadiennes.

Le but principal de cette étude était d'explorer comment la biogéographie des îles situées dans les eaux du nord et de l'est du Canada ($2\,973 \text{ îles} \geq 1 \text{ km}^2$) pourrait être affectée par l'actuelle dégradation de l'état des glaces. Pour se faire, nous avons privilégié une approche à deux échelles spatiales. À l'échelle régionale, nous avons analysé des données de concentrations de glaces de mer provenant du Service canadien des glaces afin de quantifier les changements dans l'étendue des glaces de mer pour le nord et l'est du Canada (i.e. l'archipel arctique canadien, la baie d'Hudson, la baie de Baffin, la mer du Labrador, le Golfe du St-Laurent et la partie est de la mer de Beaufort) au cours des dernières décennies (1980-2005). Nous avons aussi évalué quantitativement l'impact de ces changements sur la présence de ponts de glace reliant les îles de ces régions à d'autres masses terrestres. À une échelle plus locale nous avons décrit l'historique de la température de l'air et de la présence du pont de glace d'une île (île Bonaventure) située à la limite sud de notre aire d'étude, là où nous anticipons les changements les plus importants en termes de fréquence de formation des ponts de glaces. Nos résultats montrent que durant la période étudiée, les étendues minimales et maximales annuelles de glaces de mer dans notre aire d'étude ont décliné respectivement de 5,2 et 1,7% par décennie. Ces tendances, qui ne sont pas statistiquement significatives en raison d'une variabilité interannuelle élevée, ont entraîné une diminution du nombre d'îles demeurant entourées de glaces toute l'année (12,3% par décennie ; au nord de l'aire d'étude) et une augmentation du nombre d'îles qui passent toute l'année en eau libre (3,5% par décennie ; au sud de l'aire d'étude). Ces deux tendances ne sont pas statistiquement significatives. La diminution de l'étendue

minimale des glaces de mer est plus rapide et conséquemment la diminution dans le nombre d'îles entourées de glace à l'année l'est aussi. Cependant, les changements dans l'étendue maximale des glaces pourraient avoir une plus grande significativité biologique, car ceux-ci causent une disparition des ponts de glaces et une réduction majeure des probabilités de migrations de certaines espèces animales. C'est le cas de l'île Bonaventure où la dégradation (et quasi-disparition) du pont de glace est associée à un réchauffement des températures hivernales. À notre connaissance, cette étude est la première à mettre en relation le réchauffement climatique, la dégradation des ponts de glace et la biogéographie des îles situées dans les eaux du nord et de l'est canadien.

INTRODUCTION

From 1956 to 2005, global average air temperature has increased by 0.13°C per decade (Alley et al. 2007). This trend is largely responsible for changes in the sea ice conditions observed in the Northern Hemisphere (Vinnikov et al. 1999; Johannessen et al. 2004; Serreze 2007). From 1979 to 2007, minimum annual sea ice extent over the Northern Hemisphere has decreased by about 10.2% per decade, while the maximum annual sea ice extent (from 1979 to 2006) has decreased at the lower rate of 1.9% per decade (Comiso 2006a; Comiso et al. 2008). A recent acceleration of these trends (Stroeve et al. 2007) as well as a striking record low sea ice extent for September 2007 (24% less than the last record low in 2005; NSIDC 2007) indicate that we may have reached a tipping point and that complete loss of perennial sea ice may now be inevitable (Kerr 2007; Meier et al. 2007). Thinning of the ice pack (Rothrock et al. 1999; Wadhams et Davis 2000; Maslanik et al. 2007) and changes in the dates of freeze-up and break-up resulting in a shorter sea ice season (Parkinson 2000; Comiso 2006b) parallel trends observed in sea ice extent.

Sea ice is an important component of northern ecosystems and sea ice degradation affects animal ecology (Stirling et al. 1999; Gaston et al. 2005; Carmichael et al. 2007; Chaulk et al. 2007). One important ecological function of sea ice is to facilitate movements of some animal species. For example, several species use ice bridges when crossing between land masses (e.g.: Peary caribou (*Rangifer tarandus pearyi*); Miller et

al. 1977; and red fox (*Vulpes vulpes*); Lomolino 1986; Angerbjörn 1989; Lomolino 1990). Here we define an ice bridge as a continuous ice formation linking two land masses (e.g., one island and the nearby mainland). Even if many species are good swimmers (Jackson 1919; Carter et Merrit 1981; Diamond 1987), walking on ice is often less risky and less energetically costly (Carter et Merrit 1981; Derocher et al. 2004), especially when currents are strong and water is cold. Therefore, the presence of ice bridges increases the probability of migration between land masses.

To fully describe the importance of sea ice in the structure and functioning of northern terrestrial ecosystems, and the ecological effects of current sea ice degradation, the ideas introduced above must be integrated within the broader context of the theory of island biogeography (MacArthur et Wilson 1967). This theory stipulates that species diversity on islands depends on an equilibrium between immigration and extinction (speciation also acts at the longest time scales; Kalmar et Currie 2006), these forces being modulated by the area and spatial isolation of the island (Lomolino 2000b). Spatial isolation was first defined as the distance between the island and its colonization sources (MacArthur et Wilson 1967; Lomolino 2000a). However, several factors affect the effective isolation of islands (Brown et Lomolino 2000; Lomolino 2000a; Lomolino 2000b; Ricketts 2001), by influencing the immigration probabilities of species. The characteristics of the matrix surrounding islands and the migration capacities of species are two such factors (Carter and Merrit 1981). The matrix surrounding an island can be considered as an immigration filter which strength is reduced by the presence of an ice bridge facilitating movement of some animal species. The strength of the filter will first depend on the duration, the timing of formation, the thickness, and the stability of the

ice connections. It will also depend on the life history characteristics of the species (e.g. body size and timing of migrations) and on the geography of the islands (e.g. distance from mainland) considered. The presence of ice bridges is thus an important component of island biogeography, as they reduce the effective isolation of some insular populations and thus limit their extinction risks (Banfield 1954; Lomolino 1986; Lomolino 1994). It also facilitates the colonization of islands by new species, and species diversity of northern ecosystems is thus influenced by the presence of ice bridges. The theoretical relationship between the presence of ice bridges and the species richness on islands has been described by Lomolino (2000b, Fig. 9). This relationship is supported by data on mammalian richness within archipelagos located in lacustrine vs. coastal and marine environments (Lomolino 1994). Of course this relationship applies only to those species (mostly non-volant mammals) whose migrations are facilitated by the presence of an ice bridge.

Canadian northern and eastern waters are home to 47,422 islands covering about 15.5 % of Canada's terrestrial land area (rocks or islets depicted on 1:250 000 maps as dots are excluded; Natural Resources Canada 2006). From now on, we will refer to the east part of Beaufort Sea, the Canadian Arctic Archipelago, the Hudson Bay and the Baffin Bay as the northern Canadian waters and to the Labrador Sea and the Gulf of St-Lawrence as the eastern Canadian Waters. These islands support ecosystems that cope with various degrees of isolation from the mainland, and with various lengths of the sea ice season. This represents the largest complex of insular ecosystems surrounded by sea ice in the world. Our working hypothesis is that changes in sea ice cover at the scale of northern and eastern Canadian waters should follow the same direction than those

observed at the scale of the whole Northern Hemisphere, and that the complex of islands studied should thus be experiencing a degradation of its ice connections to other land masses. Although Lomolino (1994) has already highlighted possible impacts of sea ice degradation on island ecosystems, to our knowledge nobody has yet studied or tried to anticipate how the terrestrial ecology of the complex of islands located in the northern and eastern Canadian waters might be affected by the currently accelerating degradation of sea ice. This paper offers a first step in that direction. To this end, we first look at the regional scale and assess which islands have undergone changes in their ice connections in the last decades. In that context, our first two objectives are 1) to quantify changes in sea ice cover over northern and eastern Canadian waters in the last decades, and 2) to evaluate quantitatively how these changes in sea ice conditions have altered the sea ice connections of islands located in northern and eastern Canadian waters. Remote sensing data are analysed to meet these two objectives as they permit a large scale exploration of the evolution of sea ice conditions through time. We then look at the local scale, in particular the Bonaventure islands, located at the southern margin of our study area. We chose this island because the history of its ice bridge is well documented by local inhabitants and because it is expected that significant changes in sea ice conditions should be felt over this region. Our third objective is to describe the climate and ice bridge history of that particular island. Understanding the local roots of large scale sea ice patterns is essential if one is to fully understand the biogeographical impacts of sea ice degradation on the functioning of insular ecosystems.

MATERIALS AND METHODS

Study area

We selected a 10,289,548 km² study area that contained almost all of the marine islands of the northern and eastern Canadian waters (Fig. 1). Because of the limited coverage of the ice charts for the years 1980 to 1998, we were not able to include some islands located at the northern end of Ellesmere Island (19 islands) and in southern James Bay (26 islands) (Fig. 1). This study area is characterized by a range of temporal sea ice cover from all-year presence at the northern limit to all-year absence at the southern limit. We recorded the position of the center of each island larger than 1 km² (but smaller than 130 km²) located within this study area using the SoftMap software version 5 (SoftMap Technologies Inc. 2006). Position and area of islands with areas of ≥ 130 km² were taken from the Virtual Atlas of Canada (Natural Resources Canada 2006). We recorded 2973 islands with an area larger than 1 km².

At the local scale, we examined Bonaventure Island (48°29'41" N and 64°09'44" W), which is located 3.5 km from the coastal town of Percé, at the eastern tip of the Gaspé Peninsula (Quebec, Canada, Fig. 1). This 4.14 km² island is part of Quebec's National Park Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé. We selected this island for our local scale study because of available information about the history of ice bridges linking the island to the continent.

Sea ice extent

To quantify the extent to which sea ice cover over northern and eastern Canadian waters has been changing in the last decades, we measured annual minimum and maximum sea ice extents across our study area using remote sensing data. We used weekly regional digital ice charts produced by the Canadian Ice Service from 1980 to 2005. These charts integrate all the information available at the time, including but not limited to weather conditions, visual observations, and data obtained from instruments carried on aircrafts and satellites (Barber et Iacozza 2004). Data are classified using the international “egg” code defining areas by ice concentration (total ice coverage of an area), type, floe size, thickness, age and stage of formation (Canadian Ice Service 2008). Each chart was imported in ArcMap software version 9.2 (ESRI Inc. 2005). Each polygon (area) was classified according to 5 categories of cover: land, open water, sea ice (land-fast ice, or ice with concentration $\geq 7/10$), marginal ice zones (ice with concentration $\leq 6/10$) and no data. In the following we will refer to ice covered area as area covered by sea ice with concentration equal or higher than 7/10 including land fast ice. We choose this threshold since over this value, ice packs is assumed continuous enough to allow for animal movement (Canadian Ice Service 2008).

For each year of the study period, we identified the chart with minimum sea ice extent by comparing all weekly charts in a time window extending from the last week of August to the first week of October. In late winter/early spring (maximum extent) sea ice charts covering all of our study area are only available monthly (rather than weekly). This limits the temporal resolution of maximum sea ice extent. For the maximum

extent, we use March 31st / April 1st data, which is around the time when the Arctic sea ice cover is at its maximum extent (Schiermeier 2007). Some yearly variations in the timing of maximum sea ice extent however do exist. This leads to some noise in the data sets (see *discussion* section). We excluded from analysis the minimum sea ice extent of 1990 and the maximum sea ice extent of 1982 because of gaps in the data sets. Therefore the full dataset contains 25 years although the study period goes from 1980 to 2005.

Ice bridges

To evaluate quantitatively how these changes in sea ice conditions have altered the sea ice connections of islands located in northern and eastern Canadian waters, we determined the number of islands that were surrounded by sea ice at both minimum and maximum sea ice extents using the ArcMap *select by location* function.

Bonaventure Island

When describing the climate and ice bridge history of Bonaventure Island, we faced an absence of quantified, long-term sea ice data of high enough precision to conclude about the presence/absence of ice bridges. However, local knowledge about the past presence of ice bridges between Bonaventure Island and the continent was available given that humans use these ice bridges for traveling. We therefore conducted semi-directed interviews to gather historical data on the sea ice environment of Bonaventure Island. Semi-directed interviews include open questions which allow

informants to introduce topics that had not been anticipated by the interviewer (Ferguson et Messier 1997; Huntington 1998; Huntington 2000). During the summer of 2006, we interviewed nine informants that had been selected based on their knowledge of the subject. All informants spent most of their life in the Percé region and eight were born there. Age of informants ranged from 51 to 88 (average: 62 years; two informants did not provide their age). Interviews were performed individually by the lead author. Questions were formulated so as not to bias answers (Table 1; Fraser et al. 2006). Scientific vocabulary was avoided and some terms (e.g. ice bridge) were defined with the informants at the beginning of each interview. Interviews were taped and later transcribed in a digital written format. Interview procedures were approved by the Comité d'éthique de la recherche of Université du Québec à Rimouski (permit CÉR-39-97).

We used daily sea ice charts available since 1997 as a further source of information about the Bonaventure Island ice bridge. Those charts are produced by the Canadian Ice Service using RADARSAT images combined with visual observations (helicopters, ships, etc.). Original data were interpolated on a grid with a 5 km horizontal resolution (Saucier et al. 2003). We compared information about the ice bridge obtained during the interviews with daily sea ice concentrations given for three grid points adjacent to the island (Fig. 1).

We used temperature data from GASPE (48.83 °N, -64.48°W, from 1916 to 1985) and GASPE A (48.78°N, -64.48°W, from 1969 to 2006) weather stations (Fig. 1;

Environment Canada 2007) to describe trends in average winter temperature and total number of freezing degree days (FDD, described below) in the Bonaventure Island region. These stations were the nearest from our study area (GASPE: 42.8 km, GASPE A: 38.2 km). When data were available for both stations, we used data from the Gaspe A station which was the closest from Bonaventure Island. We first calculated average monthly temperatures, using all average daily temperatures available for a given month. average monthly temperature for a given month was considered to be valid when data were available for $\geq 80\%$ of the days (World Meteorological Organization 1996). When valid data were available for all winter months of a given year (73 years out of 91), we calculated the mean annual winter temperature (December to March). FDD is the number of degrees below freezing during one day. In this case, we used -1.8°C as the freezing temperature since marine water in Bonaventure Island's region has a salinity around 30 ppm. For example, $\text{FDD} = 15.5$ if the average daily temperature is -17.3°C . The cumulative FDD is a summation of FDDs over all days with average daily temperature below -1.8°C . FDD is directly linked with sea ice growth. We calculated the cumulative FDD for every year in which all daily FDDs were available (59 years out of 91).

Statistics

We used linear regressions to measure rates of change through time of sea ice extent and of number of islands surrounded by sea ice. When expressing changes through time as a percentage of a reference value, we used the 1980-2001 average as

reference. We also used linear regressions to measure rates of change through time of average winter temperature and cumulative FDDs.

RESULTS

Sea ice extent

Between 1980 and 2005, average cover of sea ice across the study area was more than five times higher at maximum extent (4,086,993 km²) than at minimum extent (812,046 km²). We found a decreasing trend of 42,547 km² per decade (5.2 % / decade, $r^2 = 0.05$, $n = 25$, $p = 0.31$, $F = 1.10$) in the minimum extent of sea ice from 1980 to 2005 (Fig. 2a). Maximum extent of sea ice also declined during this time period, but at a much slower rate of 70,064 km² per decade (1.7 % / decade, $r^2 = 0.08$, $n = 25$, $p = 0.18$, $F = 1.95$; Fig. 2b). Both of these trends are not statistically significant. Figure 1 shows the area that was (from 1980 to 2005) covered every year by sea ice when sea ice is at its minimum extent (220,313 km²) and the area that was covered every year by sea ice when sea ice is at its maximum extent (3,501,399 km²).

Ice bridges

On average, there were 208 islands (7.0% of all islands included in our study area) surrounded by sea ice at minimum extent compared to 2,614 islands (87.9% of all islands included in our study area) at maximum extent. From 1980 to 2005, the number of islands surrounded by sea ice at minimum extent has declined at a rate of 26 islands

per decade (12.3 % / decade, $r^2 = 0.08$, $n = 25$, $p = 0.17$, $F = 2.05$; Fig. 3a). At maximum sea ice extent, the rate of decrease in the number of islands surrounded by sea ice was 12 islands per decade (0.5 % / decade, $r^2 = 0.03$, $n = 25$, $p = 0.40$, $F = 0.74$; Fig. 3b). This corresponds to a 3.5% increase per decade in the number of islands that are surrounded by open water all year round.

Bonaventure Island

Below we present the data from interviews along with the number of informants who answered each question in a given way and the number of informants who answered each question. Most informants reported that the ice bridge now forms less frequently than it used to (7/9). Some informants reported that an ice bridge formed very regularly between the island and the mainland until the mid or late 1950's, but that it became less frequent since the end of the 1950's or the beginning of the 1960's (3/9). Informants reported that ice bridges lasted from one to four months in the past (5/8), while they lasted for one day to two weeks in the last few years (3/8). Informants reported that an ice bridge has rarely formed since the early or mid-1980's (6/9), and when it did, it was for a shorter period of time than in the past (4/8). According to one informant (G. Bourget) considered locally to be the most knowledgeable about Bonaventure Island's ice bridge (he kept personal records of the presence of ice bridges), since 1985 an ice bridge thick enough to support a man only formed in 1995 and 2005. According to him, the ice bridge formed for about five weeks in 1995 while it stayed for less than two weeks in 2005. G. Bourget also reported that in 2002, land-fast

ice formed up to 1 km off the coast of Percé. Finally, some informants reported that when an ice bridge forms, it doesn't get as thick as it did in the past (4/8).

Daily sea ice concentration data (1997-2005) indicated that for the three grid points nearby the island, land-fast ice was only present during two years (2002 and 2005) and only at the grid point located near the coast.

Analysis of weather data shows that average winter temperature increased by 0.09 C° per decade from 1916 to 2006 ($r^2=0.08$, $n = 73$, $p=0.02$, $F = 5.88$; Fig. 4a). This resulted in a decrease of FDDs of 23.9 degree days/decade from 1916 to 2005 ($r^2=0.15$, $n =59$, $p=0.002$, $F = 10.39$; Fig. 4b).

DISCUSSION

Our regional scale analysis based on sea ice archives revealed trends that are all in the direction that was expected from our hypothesis. Indeed, from 1980 to 2005, minimum and maximum sea ice extents in northern and eastern Canadian waters have decreased and consequently, some islands have experienced changes in their sea ice environment. Bonaventure Island is one of these, with the observed degradation of its ice bridge paralleled with increasing local air temperatures.

Although trends observed for minimum and maximum sea ice extent are consistent with expectations, they lack statistical significance. This is a consequence of

the large inter-annual variability of the data, combined with their limited time span ($n = 25$ years). The large variability in maximum sea ice extent is in part intrinsic, but is also probably partly due to the use of a fixed date to calculate maximum sea ice extent.

Sea ice extent

The rate of change (5.2% / decade) of minimum sea ice extent for northern and eastern Canadian waters is smaller than calculated for the entire Northern Hemisphere (8.6% / decade; Comiso 2006a). This difference reflects regional differences in terms of the magnitude of sea ice degradation. Indeed, because of dominant wind patterns, thick ice floes coming from the central Arctic tend to aggregate near and between the islands of the Canadian Arctic Archipelago (CAA; Canadian Ice Service 2007). These ice floes combine with ice formed locally in the CAA, which result in some of the thickest ice floes worldwide (Bourke et Garrett 1987). Summer sea ice extent for the CAA and for the Central Arctic (in part included in our analysis) are thus declining at much lower rates than in regions such as Chukchi and Siberian seas, where the steepest declines have been observed (-8.2 and -0.5% in the CAA and Central Arctic regions, respectively, from 1979 to 2006 vs. -23.6 and -17.2% in the Chukchi and Siberian seas, respectively; Meier et al. 2007). The CAA is expected to be one of the last places where summer sea ice cover will remain (Canadian Ice Service 2007). However, it is important to note that the 2007 record low for the whole Northern Hemisphere (2007 is not included in our analysis) was peculiar in that major ice losses occurred in the entire Arctic, including the CAA (Canadian Ice Service 2007). The north-west passage was even completely open for the first time in human memory (NSIDC 2007). This event

suggests that perennial sea ice cover may be more vulnerable than expected (Kerr 2007).

Decreasing trends (1.7%) for maximum sea ice extent across our study area is comparable to the value of 1.9% calculated for the whole Northern Hemisphere (Comiso 2006a). Six of the last 7 years of our analysis (1999 to 2002, 2004 and 2005) are well below the long term average (4,086,993 km²; Fig. 2b). This may indicate the acceleration of the decreasing trend in maximum sea ice extent and may reflect the increasing importance of the sea-ice-albedo feedback (Meier et al. 2005); decreasing summer sea ice extent causes increasing absorption of heat by dark water surfaces which in turn results in delayed onset of freeze-up and a shortened period for sea ice growth. One point that must be underlined here is that, even if winter warming is greater in the northern part of our study area (Alley et al. 2007), winter ice cover is more affected in the southern parts. This is illustrated in Figure 1 by the area that was every year covered by ice when sea ice extent is at its maximum from 1980 to 2005. In fact, despite increasing winter temperature in the northern regions of our study area, air temperature during this period was always cold enough for ice to form. Anomalies found in maximum sea ice extent are thus mainly due to ice loss in the south of the study area. Comiso (2006a) found major negative anomalies of sea ice concentration (up to -57.5 %) on the coast of Labrador, the eastern coast of Newfoundland and in the Gulf of St-Lawrence in January and February 2005 and 2006 (record lows for the NH). These results, in contrast with no or slightly positive anomalies in the CAA during the same period support the idea that reductions in winter sea ice cover are mainly occurring in the south of our study area. Our results are also supported by Johnston et

al. (2005) who found that 1996 to 2002 (study stops in 2002) were light ice years in the Canadian east coast with major ice cover reductions on the east coast of Newfoundland and in the Gulf of St-Lawrence.

Ice bridges

There are more islands located in the northern part of our study area, where sea ice tends to be perennial, than in the southern part, where sea ice is seasonal (Fig. 1). Therefore the decrease in the number of islands that are surrounded by ice at minimum sea ice extent was more pronounced than the decrease in the number of islands that are surrounded by sea ice at maximum sea ice extent. In other words, the decrease in number of islands that are surrounded by sea ice all year round was greater than the increase in number of islands that are free of sea ice all year round.

Bonaventure Island

Bonaventure Island is a clear example of one island that faced a degradation (and quasi-disappearance) of its ice-bridge. The interviews we conducted about the history of the ice bridge of Bonaventure Island yielded information that would not have been available using other methods. However, a number of biases are inherent to data gathered using interviews and should be considered here. First, the informants considered an ice bridge as a stable ice structure that allows a human to cross between an island and the mainland. However, even if the informants consider ice bridges to be increasingly rare, ice floes may still aggregate for a few hours or a few days in the

channel between the island and mainland allowing non-human animal to safely travel between these two land masses. Furthermore, it is clear that the state of the ice bridge is followed less closely nowadays than it used to be, since no one is allowed anymore to live on or visit the island in winter due to its status as a National Park. Finally, it is possible that the agreement between informants is in part due to the fact that meteorological conditions and the state of the ice bridge are two major discussion topics in the town of Percé. Despite these biases, information gathered during the interviews aligns well with information taken from daily sea ice concentrations around Bonaventure Island from 1997 and 2005. On one hand, 2002 and 2005 are the only years (after 1997) during which land-fast ice was present near the island. On the other hand, according to the informants, 2005 is the only year (after 1997) during which an ice bridge formed between Bonaventure Island and the nearby mainland. According to them, in 2002, there was no ice bridge, but ice had formed up to 1 km from the coast. This comparison allowed us to see that the presence of an ice bridge as specified by informants was detectable when looking at sea ice concentration data. At a larger spatial scale, studies show that years 1996 to 2002 (Johnston et al. 2005), 2005 and 2006 (Comiso 2006a) were characterized by low sea ice cover in the Gulf of St-Lawrence, which is consistent with the observation that the ice bridge rarely formed during those years.

Winter temperatures and cumulative FDDs in the Bonaventure Island region confirmed that winters are warmer now than they used to be, thus linking atmospheric conditions to ice bridge presence or persistence. In fact, year to year FDD anomalies match fairly well with general trends in terms of frequency of ice bridge formation that

came out from the interviews. While from the beginning of the 1950's, cumulative FDDs were almost always under the long-term average (986.0 degree days; Fig. 4b), it is since the late 1950's or early 1960's that the ice bridge started to form less frequently. However, while the ice bridge became even rarer from the 1980's onwards, five of the six years for which we have data between 1989 and 1997 have cumulative FDDs above the long-term average (1989, 1991, 1994, 1995 and 1997). This contradiction is probably due to the fact that during those years (1983-1996) an icebreaker regularly traveled between the island and the coast, thus preventing ice bridges from forming (Rémi Plourde, Park director, pers. comm.).

The future

As the climate warming continues, the ice melt season is expected to last longer and the minimum sea ice extent will continue to decrease in the Northern Hemisphere (Holland et al. 2006; Stroeve et al. 2007; Tremblay et al. 2007). As a consequence, the loss of sea ice connection during summer could extend to all islands that were once located in perennial sea ice zones. However, predictions about sea ice extent in the CAA should be considered with care since the current resolution of models is inadequate to predict what will happen in such geographically complex areas (B. Tremblay, pers. comm. 2007). Because of the trapping effect of the islands and of the thickness of the ice in this region (Bourke et Garrett 1987), the CAA may be one of the last places with September sea ice cover (Holland et al. 2006). Nevertheless, the 2007 dramatic record low for September sea ice extent raises the possibility that perennial sea

ice cover may be even more vulnerable than models have predicted (Kerr 2007; Stroeve et al. 2007).

Furthermore, as the climate warms, the area of ocean that is thermodynamically conditioned for ice formation will decline and the maximum sea ice extent will continue to go down. In fact, projected March sea ice extent for the entire Northern Hemisphere by 2100 is 2 to 4 million km² less than the 2000 value (Walsh et Timlin 2003). Walsh and Timlin examined five models predicting Arctic maximum sea ice extent, all of which predict substantial reductions in March sea ice extent (Fig. 5; Walsh et Timlin 2003). Even though our study area was not entirely represented in their summary figure, it is clear that projected losses of March sea ice cover by 2070-2090 are located in the southern regions of our study area, namely on the coast of Labrador and Newfoundland and in the Gulf of St-Lawrence. At the southern end of our study area, some islands, such as Bonaventure Island, will face complete absence of ice bridges more and more regularly.

Biogeographical consequences

From 1980 to 2005, the number of islands that were surrounded by ice all year round (in the northern part of our study area) decreased and in parallel, the number of islands that were surrounded by water all year-round (in the southern part of our study area) increased. When we consider projected sea ice conditions for the next decades, it is clear that all islands located in our study area will experience some form of change in

their sea ice environment. In theory, all changes in sea ice conditions that affect either the timing, the duration, the stability or the thickness of ice bridges have the potential to affect animal migrations. In practice, the characteristics of the islands and of the species considered will determine which changes in sea ice characteristics will affect animal migrations. In the short term, changes experienced by islands located in the northern part of the study area should not be of major biological significance because these islands should remain surrounded by ice for most of the year and thus migration probabilities should remain high. Changes could however be significant in the case of species that migrate during summer (e.g. Peary caribou; Miller 1977). Changes experienced by islands located in the southern part of our study area are more significant as they lead to the complete loss of ice connections and thus, to major reductions in terms of migration probabilities of animal species.

We assume that when an island is surrounded by sea ice, it is linked to another land mass by an ice connection and is thus less isolated, and vice-versa. According to our observations of ice charts, this assumption is verified most of the time. When ice connections become rare or absent, insular populations (mainly non-volant mammals) become increasingly isolated and more prone to extinction. The recolonization following extinction events (either due to genetic drift or to any other stressors) is hampered. The probability for the arrival of new mammal species on these islands is also reduced. Mammal species diversity of islands can thus be reduced as a consequence of ice bridge degradation. Furthermore, by limiting migrations between islands and other land masses, the degradation of ice bridges brings other threats to insular mammal populations. It limits the capacity of insular populations to escape if

facing crashes in prey densities or major climatic changes (Callaghan et Jonasson 1995; Serreze et al. 2000; Carmichael et al. 2007), it also limits opportunistic feeding excursions (Angerbjörn 1989; Parker et Mehlum 1991), seasonal migrations (Miller et al. 1977), and any other long-range movements done by some mammal species using ice bridges. Conversely, some insular populations may benefit from the increased isolation caused by sea ice degradation. First, by limiting the arrival of new individuals to existing island populations, the absence of ice bridges limits the risks of migrants bringing in diseases or parasites (Fay et Stephenson 1989). Furthermore, by limiting the access on islands to species that act as predators or competitors, the absence of ice bridges may favour the establishment or persistence of some insular populations. For example, the establishment of sea bird colonies on islands is often limited by the presence of foxes that reach the islands using ice bridges (Chaulk et al. 2007). The rarefaction of such ice connections should thus facilitate the establishment and persistence of sea bird colonies on islands. All these ecological implications of sea ice degradation should be considered when thinking about the conservation of northern island ecosystems.

It is noteworthy that the impacts of ice bridge degradation on individual insular populations are modulated by various characteristics of the populations themselves (migration capacities, size, genetic diversity, etc.) and of the islands they live on (size, distance from mainland, primary productivity, etc.). For example, if an island is located very close from the mainland, migration probabilities may remain high even in the absence of an ice bridge.

To our knowledge, this is the first study that brings together in a quantified way the concepts of climate warming, sea ice degradation, and island biogeography. Much remains to do, however, and we view this work as a preliminary step in the exploration of the possible biogeographical impacts of sea ice degradation on northern island ecosystems.

ACKNOWLEDGEMENTS

We acknowledge with sincere regards the nine informants who generously accepted to share their information with us during the interviews: Guy Aubain, Chantal Bourget, Gilbert Bourget, Louis Brochet, Alcide Laflamme, Michel Méthot, Magella Murray and 2 anonymous informants. We also thank Arnaud Mosnier, Katie Brown, Alain Caron, and Bruno Tremblay for their valuable assistance, and John Iacozza, David Barber, Simon Seneville, and François Saucier for providing us with sea ice data. This study was supported by (alphabetical order): Canada Research Chairs, Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada, Network of Centers of Excellence of Canada ArcticNet, and Université du Québec à Rimouski.

REFERENCES

- Alley, R., T. Berntsen, N. L. Bindoff, Z. Chen, A. Chidthaisong, P. Friedlingstein, J. Gregory, G. Hegerl, M. Heimann, B. Hewitson, B. Hoskins, F. Joos, J. Jouzel, V. Kattsov, U. Lohmann, M. Manning, T. Matsuno, M. Molina, N. Nicholls, J. Overpeck, D. Qin, G. Raga, V. Ramaswamy, J. Ren, M. Rusticucci, S. Solomon, R. Somerville, T. F. Stocker, P. Stott, R. J. Stouffer, P. Whetton, R. A. Wood et D. Wratt. 2007. **Climate change 2007: The physical science basis**. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change 18 p.
- Angerbjörn, A. 1989. "Mountain Hare Populations on Islands - Effects of Predation by Red Fox." **Oecologia** 81(3): 335-340.
- Banfield, A. W. F. 1954. "The Role of Ice in the Distribution of Mammals." **Journal of Mammalogy** 35(1): 104-107.
- Barber, D. G. et J. Iacozza. 2004. "Historical analysis of sea ice conditions in M'Clintock channel and the Gulf of Boothia, Nunavut: Implications for ringed seal and polar bear habitat." **Arctic** 57(1): 1-14.
- Bourke, R. H. et R. P. Garrett. 1987. "Sea Ice Thickness Distribution in the Arctic-Ocean." **Cold Regions Science and Technology** 13(3): 259-280.
- Brown, J. H. et M. V. Lomolino. 2000. "Concluding remarks: historical perspective and the future of island biogeography theory." **Global Ecology and Biogeography** 9(1): 87-92.
- Callaghan, T. V. et S. Jonasson. 1995. "Arctic Terrestrial Ecosystems and Environmental-Change." **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series a-Mathematical Physical and Engineering Sciences** 352(1699): 259-276.
- Canadian Ice Service. 2007. **Canadian Ice Service statement regarding 2007 arctic minimum summer sea ice extents**. Ottawa: Canadian Ice Service. 24 p.
- Canadian Ice Service. (Page consultée le 17 janvier 2008). Sea Ice Symbols, [En ligne]. Adresse URL: <http://www.glaces.ec.gc.ca/App/WsvPageDsp.cfm?Lang=fr&Inid=76&ScndLv1=no&ID=11030>.

- Carmichael, L. E., J. Krizan, J. A. Nagy, E. Fuglei, M. Dumond, D. Johnson, A. Veitch, D. Berteaux et C. Strobeck. 2007. "Historical and ecological determinants of genetic structure in arctic canids." **Molecular Ecology** 16(16): 3466-3483.
- Carter, J. L. et J. F. Meritt. 1981. "Evaluation of swimming ability as a means of island invasion by small mammals in coastal Virginia." **Annals Carnegie Museum of Natural History** 50: 31-46.
- Chaulk, K. G., G. J. Robertson et W. A. Montevecchi. 2007. "Landscape features and sea ice influence nesting common eider abundance and dispersion." **Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie** 85(3): 301-309.
- Comiso, J. C. 2006a. "Abrupt decline in the Arctic winter sea ice cover." **Geophysical Research Letters** 33(18): L18504.
- Comiso, J. C. 2006b. "Arctic warming signals from satellite observations." **Weather** 61(3): 70-76.
- Comiso, J. C., C. L. Parkinson, R. Gersten et L. Stock. 2008. "Accelerated decline in the Arctic sea ice cover." **Geophysical Research Letters** 35: L01703.
- Derocher, A. E., N. J. Lunn et I. Stirling. 2004. "Polar bears in a warming climate." **Integrative and Comparative Biology** 44(2): 163-176.
- Diamond, J. M. 1987. "How Do Flightless Mammals Colonize Oceanic Islands." **Nature** 327(6121): 374-374.
- Environment Canada. (Page consultée le 24 janvier 2007). National Climate Data and Information Archives, [En ligne]. Adresse URL: http://www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca/Welcome_e.html.
- ESRI Inc. 2005. **ArcGIS software. Version 9.1**. Redlands, California: Environmental Systems Research Institute, Inc.
- Fay, F. H. et R. O. Stephenson. 1989. "Annual, Seasonal, and Habitat-Related Variation in Feeding-Habits of the Arctic Fox (*Alopex lagopus*) on St-Lawrence-Island, Bering Sea." **Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie** 67(8): 1986-1994.

- Ferguson, M. A. D. et F. Messier. 1997. "Collection and analysis of traditional ecological knowledge about a population of Arctic tundra caribou." **Arctic** 50(1): 17-28.
- Fraser, D. J., T. Coon, M. R. Prince, R. Dion et L. Bernatchez. 2006. "Integrating traditional and evolutionary knowledge in biodiversity conservation: a population level case study." **Ecology and Society** 11(2): 4.
- Gaston, A. J., H. G. Gilchrist et J. M. Hipfner. 2005. "Climate change, ice conditions and reproduction in an Arctic nesting marine bird: Brunnich's guillemot (*Uria lomvia* L.)." **Journal of Animal Ecology** 74(5): 832-841.
- Holland, M. M., C. M. Bitz et B. Tremblay. 2006. "Future abrupt reductions in the summer Arctic sea ice." **Geophysical Research Letters** 33(23): L23503.
- Huntington, H. P. 1998. "Observations on the utility of the semi-directive interview for documenting traditional ecological knowledge." **Arctic** 51(3): 237-242.
- Huntington, H. P. 2000. "Using Traditional Ecological Knowledge in science: Methods and applications." **Ecological Applications** 10(5): 1270-1274.
- Jackson, H. H. T. 1919. "An apparent effect of winter inactivity upon distribution of mammals." **Journal of Mammalogy** 1: 58-64.
- Johannessen, O. M., L. Bengtsson, M. W. Miles, S. I. Kuzmina, V. A. Semenov, G. V. Alekseev, A. P. Nagurnyi, V. F. Zakharov, L. P. Bobylev, L. H. Pettersson, K. Hasselmann et H. P. Cattle. 2004. "Arctic climate change: observed and modelled temperature and sea-ice variability " **Tellus Series a-Dynamic Meteorology and Oceanography** 56(5): 559-560.
- Johnston, D. W., A. S. Friedlaender, L. G. Torres et D. M. Lavigne. 2005. "Variation in sea ice cover on the east coast of Canada from 1969 to 2002: climate variability and implications for harp and hooded seals." **Climate Research** 29(3): 209-222.
- Kalmar, A. et D. J. Currie. 2006. "A global model of island biogeography." **Global Ecology And Biogeography** 15(1): 72-81.
- Kerr, R. A. 2007. "Is battered arctic sea ice down for the count?" **Science** 318: 33-34.

- Lomolino, M. V. 1986. "Mammalian Community Structure on Islands - the Importance of Immigration, Extinction and Interactive Effects." **Biological Journal of the Linnean Society** 28(1-2): 1-21.
- Lomolino, M. V. 1990. "The Target Area Hypothesis - the Influence of Island Area on Immigration Rates of Non-Volant Mammals." **Oikos** 57(3): 297-300.
- Lomolino, M. V. 1994. "Species Richness of Mammals Inhabiting Nearshore Archipelagoes - Area, Isolation, and Immigration Filters." **Journal of Mammalogy** 75(1): 39-49.
- Lomolino, M. V. 2000a. "A call for a new paradigm of island biogeography." **Global Ecology and Biogeography** 9(1): 1-6.
- Lomolino, M. V. 2000b. "A species-based theory of insular zoogeography." **Global Ecology and Biogeography** 9(1): 39-58.
- MacArthur, R. H. et E. O. Wilson. 1967. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press. 203 p.
- Maslanik, J. A., C. Fowler, J. Stroeve, S. Drobot, H. J. Zwally, D. Yi et W. Emery. 2007. "A younger, thinner Arctic ice cover: Increased potential for rapid, extensive sea-ice loss." **Geophysical Research Letters** 34: L24501.
- Meier, W., J. Stroeve, F. Fetterer et K. Knowles. 2005. "Reductions in Arctic sea ice cover no longer limited to summer." **Eos** 86(36): 326-327.
- Meier, W. N., J. Stroeve et F. Fetterer. 2007. "Whiter arctic sea ice? A clear signal of decline regionally, seasonally and extending beyond the satellite record." **Annals of Glaciology** 46: 428-434.
- Miller, F. L., R. H. Russell et A. Gunn. 1977. "Inter-Island Movements of Peary Caribou (*Rangifer tarandus pearyi*) on Western Queen Elizabeth Islands, Arctic Canada." **Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie** 55(6): 1029-1037.
- Natural Resources Canada. (Page consultée le 8 juin 2006). The atlas of Canada - Sea islands, [En ligne]. Adresse URL: <http://atlas.nrcan.gc.ca/site/english/learningresources/facts/islands.html>.

- NSIDC. (Page consultée le 22 novembre 2007). Arctic Sea Ice News Fall 2007, [En ligne]. Adresse URL: http://nsidc.org/news/press/2007_seaiceminimum/20070810_index.html.
- Parker, H. et F. Mehlum. 1991. "Influence of sea-ice on nesting density in the common Eider (*Somateria mollissima*) in Svalbard." **Norsk Polarinstitutt Skrifter** 195: 31-36.
- Parkinson, C. L. 2000. "Variability of Arctic sea ice: The view from space, an 18-year record." **Arctic** 53(4): 341-358.
- Ricketts, T. H. 2001. "The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes." **American Naturalist** 158(1): 87-99.
- Rothrock, D. A., Y. Yu et G. A. Maykut. 1999. "Thinning of the Arctic sea-ice cover." **Geophysical Research Letters** 26(23): 3469-3472.
- Saucier, F. J., F. Roy, D. Gilbert, P. Pellerin et H. Ritchie. 2003. "Modeling the formation and circulation processes of water masses and sea ice in the Gulf of St. Lawrence, Canada." **Journal of Geophysical Research-Oceans** 108(C8): 3269.
- Schiermeier, Q. 2007. "The new face of the arctic." **Nature** 446: 133-135.
- Serreze, M. C. 2007. "Perspectives on the Arctic's shrinking sea-ice cover." **Science** 315: 1533-1536.
- Serreze, M. C., J. E. Walsh, F. S. Chapin, T. Osterkamp, M. Dyurgerov, V. Romanovsky, W. C. Oechel, J. Morison, T. Zhang et R. G. Barry. 2000. "Observational evidence of recent change in the northern high-latitude environment." **Climatic Change** 46(1-2): 159-207.
- SoftMap Technologies Inc. 2006. **SoftMap. Version 5**. Québec: SoftMap Technologies Inc.
- Stirling, I., N. J. Lunn et J. Iacozza. 1999. "Long-term trends in the population ecology of polar bears in western Hudson Bay in relation to climatic change." **Arctic** 52(3): 294-306.

- Stroeve, J., M. M. Holland, W. Meier, T. Scambos et M. Serreze. 2007. "Arctic sea ice decline: Faster than forecast." **Geophysical Research Letters** 34(9): L09501.
- Tremblay, L. B., M. M. Holland, I. V. Gorodetskaya et G. A. Schmidt. 2007. "An ice-free arctic? Opportunities for computational science." **Computing in Science & Engineering** 9(3): 65-74.
- Vinnikov, K. Y., A. Robock, R. J. Stouffer, J. E. Walsh, C. L. Parkinson, D. J. Cavalieri, J. F. B. Mitchell, D. Garrett et V. F. Zakharov. 1999. "Global warming and Northern Hemisphere sea ice extent." **Science** 286(5446): 1934-1937.
- Wadhams, P. et N. R. Davis. 2000. "Further evidence of ice thinning in the Arctic Ocean." **Geophysical Research Letters** 27(24): 3973-3975.
- Walsh, J. E. et M. S. Timlin. 2003. "Northern Hemisphere sea ice simulations by global climate models." **Polar Research** 22(1): 75-82.
- World Meteorological Organization. 1996. **Guide to meteorological instruments and methods of observation**. Genève: Secretariat of the Organization. 407 p.

FIGURES AND TABLES

Fig. 1 Map showing the study area considered for the regional scale analysis and the Bonaventure island region (insert) used as a local case study. The area that is covered every year by sea ice (concentration $\geq 7/10$ and land-fast ice) when sea ice is at its minimum extent is illustrated in dark grey (220,313 km², reference period: 1980-2005). In this area, waters are never free of sea ice. The area that was every year covered by sea ice (concentration $\geq 7/10$ and land-fast ice) when sea ice is at its maximum extent is in pale grey (3,501,399 km², same time period). Every year at March 30th / April 1st, sea ice is present in this area. Note that low concentration sea ice ($\leq 6/10$) is often present in winter south of the pale grey area.

Fig. 2 a) The time series of yearly minimum extent of sea ice (concentration $\geq 7/10$ and land-fast ice) from 1980-2005 in a 10,289,548 km² area encompassing most of the northern and eastern Canadian waters. The thin black line is the linear regression between the minimum sea ice extent and the year (equation and statistics: $y = -4.2464x + 9274.3008$, $r^2 = 0.05$, $n = 25$, $p = 0.31$, $F = 1.10$).

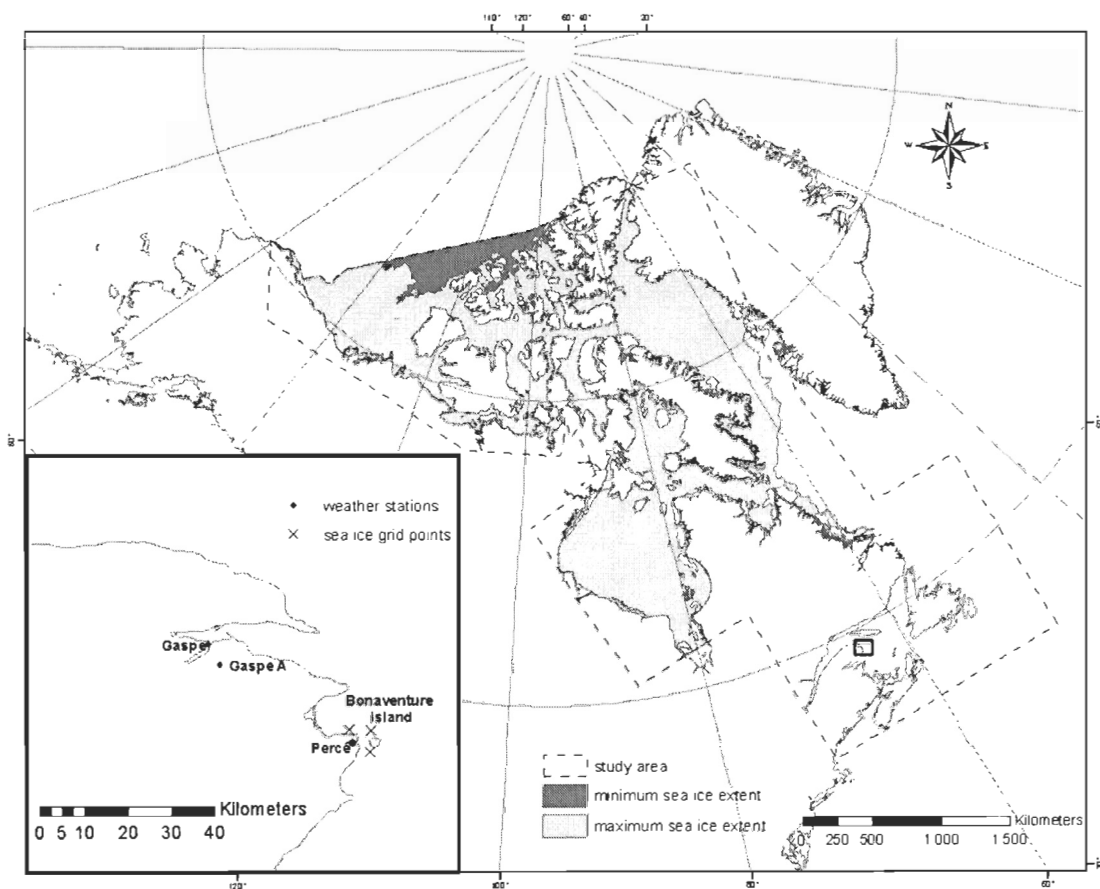
b) The time series of yearly maximum extent of sea ice (same definition of sea ice extent, same time period, and same study area as in 2a). The thin black line is the linear regression between the maximum sea ice extent and the year (equation and statistics: $y = -7.0064x + 18050.2547$, $r^2 = 0.08$, $n = 25$, $p = 0.18$, $F = 1.95$).

Fig. 3 a) The time series of the number of islands surrounded by ice at the time of minimum sea ice extent (same definition of sea ice extent, same time period, and same study area as in 2a). The thin black line is the linear regression between the number of islands and the year (equation and statistics: $y = -2.6x + 5355.2$, $r^2 = 0.08$, $n = 25$, $p = 0.17$, $F = 2.05$).

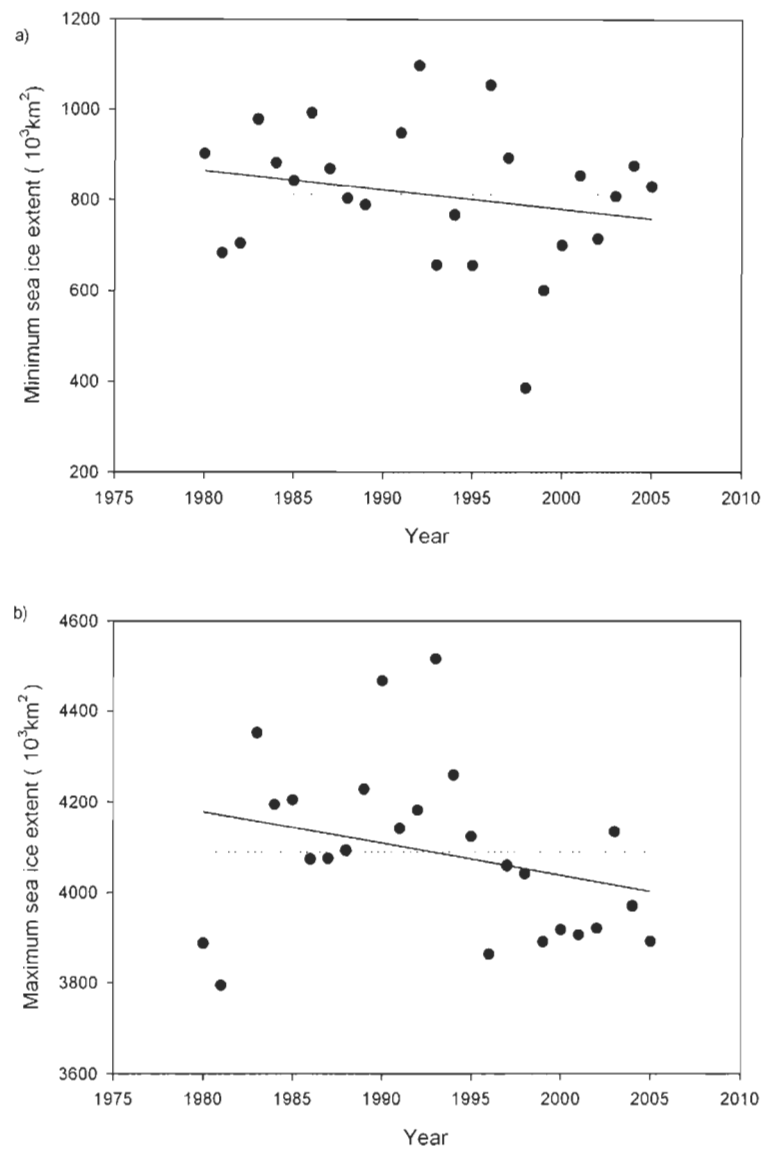
b) The time series of the number of islands surrounded by ice at the time of maximum sea ice extent (same definition of sea ice extent, same time period, and same study area as in 2a). The thin black line is the linear regression between the number of islands and the year (equation and statistics: $y = -1.2 + 5071.0$, $r^2 = 0.03$, $n = 25$, $p = 0.40$, $F = 0.74$).

Fig. 4 a) The time series of the average annual winter temperature in Gaspé, Quebec from 1916 to 2006 (Gaspé or Gaspé A weather stations). The thin black line is the linear regression between the average winter temperature and the year (equation and statistics: $y = 0.02x - 39.84$, $r^2=0.08$, $n = 73$, $p=0.02$, $F = 5.88$).

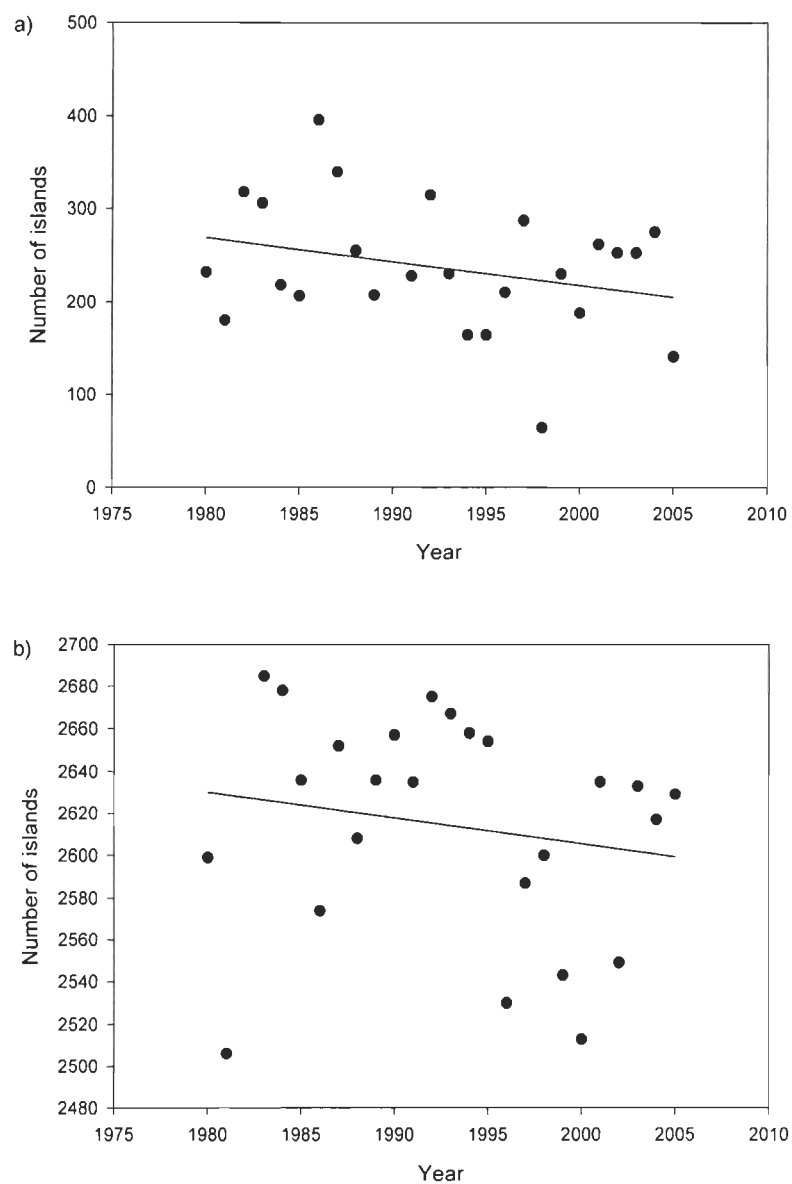
b) Linear regression between the cumulative annual freezing degree days in Gaspé, Quebec from 1916 to 2005 (Gaspé or Gaspé A weather stations). The thin black line is the linear regression between the cumulative annual freezing degree days and the year (equation and statistics: $y = -2.4x + 5666.6$, $r^2=0.15$, $n =59$, $p=0.002$, $F = 10.39$). The dotted line indicates the average number of freezing days over the study period.



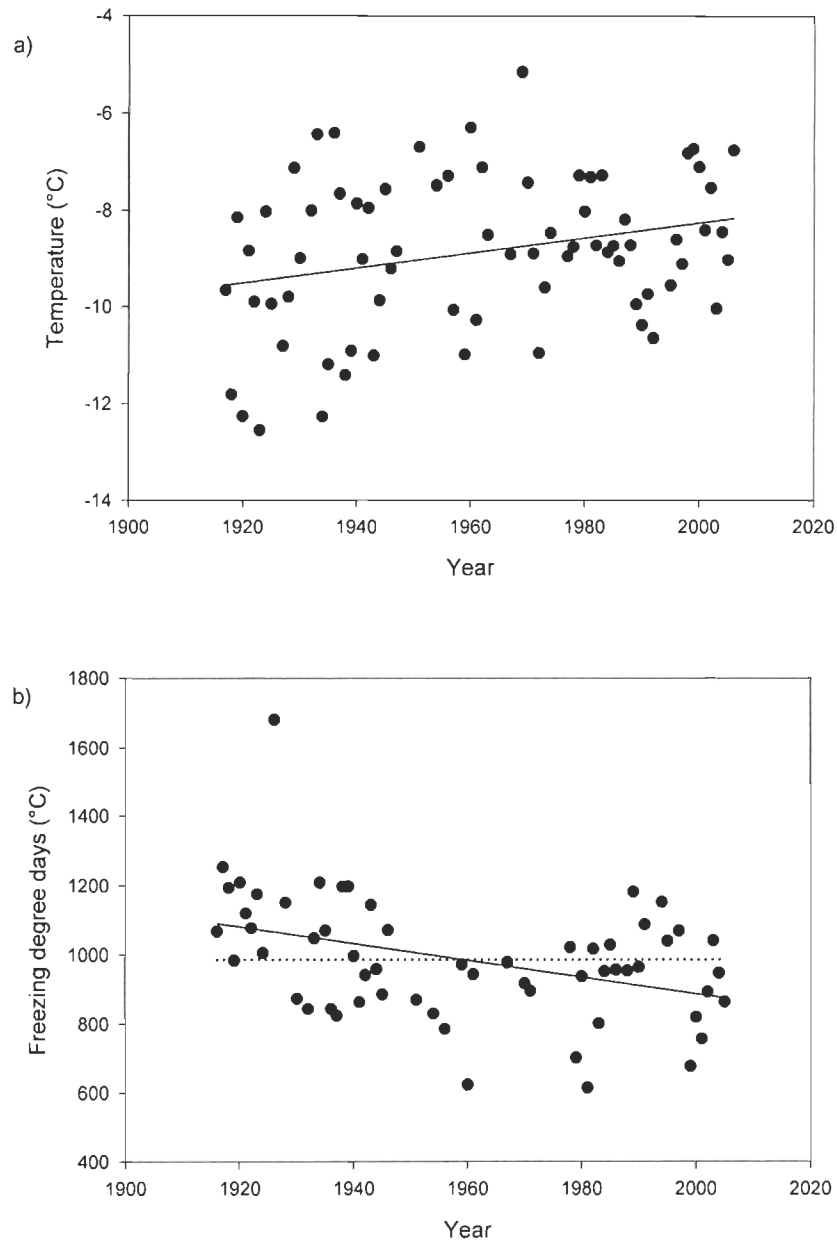
M.-C. Bédard and D. Berteaux. Fig. 1.



M.-C. Bédard and D. Berteaux. Fig. 2a and b.



M.-C. Bédard and D. Berteaux. Fig. 3a and b.



M.-C. Bédard and D. Berteaux. Fig. 4a and b.

Table 1. Questions asked to nine informants during the interviews aimed at collecting information about the Bonaventure Island (Quebec, Canada) past ice bridges (questions were generally asked in French).

What is an ice bridge for you?

Have you ever seen an ice bridge linking Bonaventure Island to the mainland?

Have you ever used the ice bridge to go to the island?

What conditions are necessary for an ice bridge to form?

Describe what you know about the frequency of formation of the ice bridge.

Describe what you know about the duration of the ice bridge.

Describe what you know about the thickness of the ice bridge.

Have you noticed changes in any of these parameters? If so, do you know what can be accounted for these changes?

Describe any other fact about the ice bridge.

CHAPITRE 3

IMPACTS POSSIBLES DE LA DÉGRADATION DU PONT DE GLACE DE L'ÎLE BONAVENTURE SUR L'ÉCOSYSTÈME TERRESTRE DE CETTE ÎLE

INTRODUCTION

L'île Bonaventure fait partie du Parc National de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé (ci-après désigné sous la mention de « Parc » dans le but d'alléger le texte) établi en 1985. Les Parcs Nationaux du Québec ont comme mission «la protection permanente et la mise en valeur de milieux naturels représentatifs [...] des 43 régions naturelles du Québec ou de lieux qui possèdent des caractéristiques naturelles exceptionnelles » (La Sépaq 2006). Dans cette optique, ces parcs doivent étoffer les connaissances des écosystèmes qu'ils souhaitent protéger, identifier les changements auxquels ces écosystèmes font face de même que leur vulnérabilité face à ceux-ci. Un changement nouveau auquel fait face l'île Bonaventure est la dégradation du pont de glace qui la reliait fréquemment au continent dans le passé. Traditionnellement, cette île était reconnue pour être accessible, en période hivernale, par un pont de glace se formant pour une durée variable. Ce pont de glace s'est fait de plus en plus rare dans les dernières années, isolant les populations animales (qui ne volent pas) de l'île Bonaventure (voir le chapitre 2 de ce mémoire).

Dégradation des glaces de mer

La température moyenne planétaire a augmenté de 0,13 °C par décennie de 1956 à 2005 (Alley et al. 2007). Il est de plus en plus clair que ce réchauffement explique, du moins en partie, la dégradation des glaces de mer observée dans l'Hémisphère Nord (Vinnikov et al. 1999; Johannessen et al. 2004; Serreze 2007). Comme le passage de

l'eau d'un état à un autre se fait à une température seuil précise (autour de $-1,8^{\circ}\text{C}$ pour l'eau de mer d'une salinité de 30 ppm), une hausse, même minime, des températures moyennes annuelles peut résulter en d'importantes modifications de l'état des glaces (durée, étendue, épaisseur).

Glaces de mer et biogéographie insulaire

Aux latitudes nordiques, plusieurs espèces animales (voir une liste dans le tableau 1 du chapitre 1) utilisent les ponts de glace pour se déplacer entre les masses terrestres, comme les îles et les continents. Même si plusieurs de ces espèces ont une bonne capacité de nage (Jackson 1919; Carter et Merrit 1981; Strub 1992), la glace représente souvent une matrice de déplacement moins risquée et moins coûteuse énergétiquement que l'eau libre (Carter et Merrit 1981; Derocher et al. 2004).

L'intégration de ces idées dans le contexte plus large de la théorie de la biogéographie insulaire (MacArthur et Wilson 1967) permet de mieux comprendre l'importance de la glace de mer pour l'écologie des écosystèmes terrestres et les effets écologiques de la dégradation actuelle du couvert de glace. Cette théorie stipule que la diversité spécifique d'un écosystème insulaire résulte principalement d'un équilibre entre deux processus : immigration et extinction. La présence de ponts de glaces reliant les îles à d'autres masses terrestres, en facilitant les déplacements de certaines espèces, vient moduler ces deux paramètres. D'une part, la présence d'un pont de glace augmente les probabilités d'immigration de ces espèces, ce qui facilite l'arrivée de

nouvelles espèces ou la recolonisation d'une espèce suite à l'extinction d'une population insulaire. L'importance de la présence de ponts de glace pour l'immigration de certaines espèces est bien démontrée par deux séries d'observations : (1) les animaux qui sont inactifs durant l'hiver, ne pouvant profiter de la présence de ponts de glace, sont quasiment absents des îles (Jackson 1919; Beer et al. 1954; Lomolino 1982; Lomolino 1993; Lomolino 1994), et (2) certaines espèces disposant de capacités de nage limitées ne se retrouvent que sur des îles qui ont été récemment reliées au continent, que ce soit par un pont de glace ou un bras de terre (Carter et Merritt 1981). D'autre part, la présence de ponts de glace diminue les risques d'extinction de certaines populations en favorisant l'arrivée de nouveaux individus aux populations insulaires existantes (Brown et Kodric-brown 1977). Pour ces raisons, la présence d'un pont de glace a le potentiel de moduler la diversité spécifique d'un écosystème insulaire.

La dégradation des glaces de mer actuellement en cours dans différentes régions de la planète se traduit par une dégradation de l'état des ponts de glace (diminution de la durée ou de la fréquence de formation). Les probabilités de migration de certaines espèces s'en trouvent donc réduites. Compte tenu des implications détaillées précédemment, ceci peut avoir des effets directs sur la présence ou l'absence de certaines espèces au sein des écosystèmes insulaires. Naturellement, cette relation s'applique uniquement aux espèces dont les déplacements sont facilités par la présence de ponts de glace. Ces espèces sont représentées principalement par les mammifères terrestres qui ne volent pas.

Le cas de l'île Bonaventure

Comme nous l'avons démontré dans le chapitre précédent, le pont de glace de l'île Bonaventure s'est fait de plus en plus rare dans les dernières années et lorsqu'il se forme, il est moins épais et moins durable que dans le passé. L'objectif de ce chapitre est d'évaluer la vulnérabilité de l'écosystème que supporte cette île face à ces changements majeurs dans l'état du pont de glace.

La vulnérabilité d'un système écologique face à une perturbation est caractérisée par son exposition et sa sensibilité à cette perturbation, ainsi que par sa capacité d'adaptation face à celle-ci (IPCC 2001; Luers 2005). Grâce aux informations recueillies dans le cadre du chapitre 2, nous savons déjà que l'écosystème de l'île Bonaventure est exposé à des changements dans l'état des glaces. La sensibilité est quant à elle fonction des impacts de ces changements sur les capacités de migration des populations animales impliquées et donc de la capacité de ces espèces à traverser entre une île et les autres masses terrestres en présence et en absence de pont de glace. La capacité d'adaptation d'un écosystème insulaire face à la dégradation des glaces dépend de la capacité de chacune des populations à persister face à l'augmentation de l'isolement qui en résulte. Finalement, dans un contexte de conservation, en plus de s'intéresser aux impacts directs des changements dans l'état des glaces de mer sur la présence ou l'absence de certaines espèces de mammifères, il est aussi essentiel de considérer les effets indirects, en cascade, qui pourraient toucher les autres composantes de l'écosystème (Ebenman et Jonsson 2005). Ces effets indirects dépendent des relations trophiques qui existent au sein de l'écosystème (Christianou et Ebenman

2005). La vulnérabilité de l'écosystème dans son ensemble dépendra donc aussi de la position trophique des populations dites vulnérables et de leurs interactions avec les autres populations de l'écosystème.

Afin d'être en mesure d'évaluer ces différents aspects de la vulnérabilité, nous avons défini quatre objectifs spécifiques qui sont 1) de rassembler des informations sur la composition de l'écosystème en espèces potentiellement affectées par la présence/absence d'un pont de glace, 2) de rassembler des informations sur l'utilisation du pont de glace par les organismes vivants de l'île Bonaventure, y compris les humains, 3) d'évaluer de façon plus détaillée la vulnérabilité d'une population (renards roux) apparaissant selon les résultats des étapes précédentes comme particulièrement dépendante de la présence de ponts de glace et 4) de mieux comprendre les liens (surtout trophiques) entre cette population de renard roux et le reste de l'écosystème. La réponse à ces quatre objectifs nous permettra de discuter d'impacts possibles de la dégradation du pont de glace de l'île Bonaventure sur l'écosystème de l'île. Notons que l'approche proposée dans ce chapitre est typique des analyses de vulnérabilité, qui procèdent par rassemblement d'information suivi d'une synthèse (approche inductive) plutôt que par sélection a priori d'hypothèses qui sont ensuite testées (approche hypothético-déductive).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Aire d'étude

L'île Bonaventure (48°29'41" N et 64°09'44" O) est située à l'extrémité de la péninsule gaspésienne, à 3,5 km au large de la ville de Percé (Fig. 1). Cette île d'une superficie de 4,14 km² est caractérisée par un climat maritime tempéré froid (Lévesque 2004). Elle abrite un écosystème terrestre influencé par sa proximité à la mer. La végétation de l'île est dominée par une forêt (boréale, principalement composée d'épinettes blanches (*Picea glauca*) et de sapins baumiers (*Abies balsamea*)) et quelques prairies naturelles (en bordure des falaises, espèces colonisatrices et pionnières) ou issues du défrichement par les humains (en régénération, mosaïque d'herbacées photophiles) (Lévesque 2004). Il n'y a aucun cours d'eau permanent sur l'île. Les vertébrés herbivores principaux sont le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) et quelques espèces de micromammifères, comme la souris sylvestre (*Peromyscus maniculatus*) et le campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*) (Lévesque 2004). Il n'existe pas de liste des invertébrés herbivores mais les espèces d'oiseaux insectivores forestiers sont nombreuses (Lévesque 2004). Le sommet de la chaîne alimentaire est occupé par une population de renards roux (*Vulpes vulpes*) et quelques espèces d'oiseaux de proie (pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*), busard St-Martin (*Circus cyaneus*), faucon émerillon (*Falco columbarius*), etc.). On rapportait aussi au début de cette étude des observations non confirmées de belettes à longue queue (*Mustela frenata*) et d'hermines (*Mustela ermina*) (comm. pers., employés du parc). À ce réseau supporté par la productivité terrestre se superpose un réseau d'origine marine représenté par de nombreuses colonies d'oiseaux de mer, comme les fous de

Bassan (*Morus bassanus*), les guillemots marmettes (*Uria aalge*), les macareux moines (*Fratecula arctica*), les mouettes tridactyles (*Rissa tridactyle*) et les océanites cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*) (Lévesque 2004). La colonie de fous de Bassan est la plus imposante avec près de 40 000 couples nichant dans les falaises et la périphérie de l'île (Lévesque 2004). Les réseaux alimentaires terrestre et marin de l'île communiquent probablement par l'intermédiaire des prédateurs généralistes comme les renards roux, et aussi par l'intermédiaire de l'apport d'azote sur l'île par les oiseaux marins.

Chaque espèce de mammifère (ou genre dans le cas des micromammifères) habitant sur l'île a déjà été observée utilisant un pont de glace pour traverser entre deux masses terrestres (Jackson 1919; Beer et al. 1954; Lomolino 1986; Angerbjörn 1989). Par contre, le renard est le seul pour lequel nous avons pu trouver des mentions de traversées aussi longues que celle entre l'île Bonaventure et le continent (3,5 km). De plus, l'importance de la présence de ponts de glace comme facteur expliquant la présence de renards roux sur de nombreuses îles nordiques est indiscutable (Maccarone et Montevecchi 1981; Petersen 1982; Angerbjörn 1989; Darveau 1992; Sklepkovych et Montevecchi 1996; Chaulk et al. 2007). Grâce à des observations préliminaires, nous savions qu'il y a des échanges entre la population de renards de l'île Bonaventure et celle du continent voisin par l'intermédiaire du pont de glace (comm. pers., Personnel du parc).

L'île Bonaventure a longtemps été habitée, hébergeant une population humaine qui a atteint un maximum de 172 habitants en 1831 (Lévesque 2004). Par la suite, la

population a connu un déclin majeur, bien que jusqu'en 1963, certains habitants y passaient encore l'année et utilisaient le pont de glace pour se rendre sur le continent durant l'hiver. En 1971 le gouvernement du Québec a pris possession de l'île forçant ainsi le départ des quelques habitants qui y vivaient encore (Lagueux 1986). En 1976 l'île a été désignée comme refuge d'oiseaux migrateurs. Depuis 1985, l'île fait partie d'un parc de conservation créé par le Ministère des loisirs, de la chasse et de la pêche du Québec (Lagueux 1986).

Objectif 1

Un certain nombre d'informations au sujet de la composition de l'écosystème de l'île Bonaventure était déjà disponible avant le début de cette étude (voir section précédente). En tenant compte de ces informations préliminaires, nous avons élaboré deux premiers sous-objectifs afin de compléter la liste des espèces potentiellement affectées par la présence/absence d'un pont de glace : 1a) vérifier la présence de mustélidés (par exemple, hermines ou belettes) sur l'île Bonaventure ; 1b) vérifier la présence (actuelle ou passée) d'autres espèces de mammifères que celles qui sont déjà connues.

1a- Composition de l'écosystème: mustélidés

Du 31 mai au 3 juin 2005, nous avons disposé deux types de pièges pour captures vivantes: 11 trappes de bois (13 x 16 x 61 cm) spécialement conçues pour la capture des hermines et 20 trappes de métal (tomahawk, 15 x 15 x 49 cm) (Fig. 2). Les trappes,

appâtées avec de la viande de castor et de l'essence d'anis, étaient visitées tous les jours avant midi. Dans chaque trappe, un isolant thermique (laine de mouton) était mis à la disposition de l'animal pour minimiser l'inconfort et les risques d'hypothermie.

1b- Composition de l'écosystème : autres espèces

Nous avons procédé à une série d'entrevues semi-dirigées avec des habitants de Percé. Ce type d'entrevue est basé sur des questions ouvertes et a comme avantage de permettre aux participants d'aborder des sujets non-anticipés par la personne qui mène l'entrevue (Ferguson et Messier 1997; Huntington 1998; Huntington 2000). Une liste de participants potentiels a été élaborée avec l'aide d'habitants de la région et du personnel du Parc. Le choix des participants potentiels s'est fait en fonction de leurs connaissances du sujet étudié. Sept participants (six hommes et une femme) ont été interrogés. Six des sept participants étaient originaires de Percé et le septième y a passé la plus grande partie de sa vie. Six participants sur sept ont travaillé pour le Parc pendant des périodes allant de 16 à 34 années. L'autre, M. Louis Brochet, a lui-même vécu sur l'île Bonaventure jusqu'en 1954.

Les participants ont été interrogés de manière individuelle par M.C. Bédard. Ils ont tout d'abord été informés des objectifs et des modalités des entrevues après quoi ils étaient libres de consentir ou non à y participer. Les entrevues débutaient par une série de questions plus précises dont l'objectif était de vérifier la familiarité des participants avec le sujet. Le corps des entrevues était composé d'une série de questions portant sur

les espèces d'animaux qu'abrite l'île Bonaventure (voir liste des questions, tableau 1). Les questions étaient formulées de manière à éviter le plus possible d'orienter les réponses (Fraser et al. 2006). Afin de s'assurer de la bonne compréhension des questions, nous avons évité l'utilisation de vocabulaire scientifique et nous nous sommes assurés de définir, avec les participants, certains termes utilisés (ex: pont de glace; Huntington 2000).

Les entrevues, enregistrées à l'aide d'un magnétophone numérique, ont ensuite été transcrites en format électronique écrit. Le matériel audio produit durant les entrevues sera archivé par le Parc. Les procédures utilisées ont été approuvées par le comité d'éthique de la recherche de l'Université du Québec à Rimouski (permis CÉR-39-97).

Objectif 2

Utilisation du pont de glace par les animaux et par les humains

Les entrevues utilisées pour répondre au sous-objectif 1b ont aussi servi à répondre à cet objectif (voir questions dans le tableau 1). Deux participants supplémentaires (pour un total de neuf) ont répondu à cette série de questions.

Objectif 3

Vulnérabilité de la population de renards roux

Comme mentionné plus haut, des informations préliminaires nous portaient à croire que la population de renards de l'île échange des individus avec les populations continentales par l'intermédiaire du pont de glace. Cette information a été confirmée par des informations recueillies dans le cadre de l'objectif 2. La population de renards roux serait donc particulièrement sensible à la dégradation de l'état des glaces. Pour cette raison, nous avons choisi de nous concentrer particulièrement à évaluer la vulnérabilité de cette population face à l'isolement découlant de la dégradation du pont de glace. Comme la taille d'une population est un facteur déterminant sa capacité à se maintenir sans échanges d'individus avec d'autres populations, l'atteinte de ce troisième objectif passait par l'estimation de la taille de la population de renards roux vivant sur l'île Bonaventure.

Pour ce faire, les 25 et 26 mai 2005, 10 pièges à patte coussinés de type *softcatch* #1 (marque Victor) et 2 pièges de type Belisle ont été tendus en utilisant la méthode du trou de terre. Les pièges ont été tendus dans des secteurs reconnus pour être fréquentés régulièrement par les renards de l'île (Comm. Pers., employés du parc) ainsi que sous les conseils d'un trappeur expérimenté (Michel Turgeon; Fig. 2). Les appâts et les leurres utilisés étaient essentiellement des mélanges commerciaux ainsi que des sardines, de la viande de castor et de l'urine de renard. Les renards capturés ont été immobilisés à l'aide de télazol® pour ensuite être pesés, mesurés et sexés. Chaque individu a été marqué à l'aide de boucles d'oreille de couleur et muni d'un collier

émetteur de type 'VHF' (very high frequency). Les pièges ont été retirés entre le 26 et le 28 mai 2005. Les observations visuelles de renards faites par les expérimentateurs durant l'été ont été caractérisées (identité, localisation, comportement, etc.). L'identification des individus marqués, qui se faisait souvent à distance ou dans la pénombre, a été facilitée par les fréquences émises par leur collier émetteur. Les individus munis de colliers émetteurs ont fait l'objet d'un suivi télémétrique du 31 mai au 19 août et du 7 au 10 octobre 2005. La position des individus a été évaluée à l'aide de la méthode de triangulation durant différentes périodes de l'été et de l'automne et à différentes heures du jour et de la nuit. Les procédures utilisées ont été approuvées par le comité de protection des animaux de l'Université du Québec à Rimouski (permis CPA 20-05-34) et conformément à un permis scientifique délivré par le ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec (permis 2005052440311GF).

Objectif 4

Liens trophiques entre la population de renards roux et le reste de l'écosystème

Comme la persistance de la population de renards roux de l'île Bonaventure est incertaine en raison de la dégradation du pont de glace, il est pertinent d'évaluer quels seraient les effets sur le reste de l'écosystème d'une éventuelle disparition de cette population. Pour ce faire, il est essentiel d'en connaître plus au sujet des relations trophiques entre cette population et le reste de l'écosystème de l'île Bonaventure. Nous avons donc procédé à des périodes d'observations dont le but était principalement de mieux évaluer l'importance des colonies d'oiseaux marins comme ressource alimentaire

pour cette population. Il s'agit d'une première étape dans le but de mieux comprendre les liens entre cette population et le reste de l'écosystème.

Du 31 mai au 16 août et du 8 au 10 octobre 2005, 70 heures d'observations visuelles ont été réalisées dans deux secteurs de la colonie de fous de Bassan. Dans le passé, les observations de renards à la colonie ont presque toujours été enregistrées en dehors des heures d'ouverture du Parc (9h30 à 16h15 ; comm. pers., Personnel du parc). Ceci n'est pas surprenant compte tenu de l'achalandage touristique que connaît le secteur de la colonie durant ces heures. De manière à augmenter les probabilités d'observations de renards, nous avons donc concentré nos périodes d'observations entre 16h15 et 9h30. De plus, si un renard s'était présenté à la colonie à un autre moment de la journée, les employés basés à la colonie devaient nous en aviser. Les observateurs étaient cachés dans un observatoire sur pilotis situé en bordure de la colonie ou dans un abri vitré situé à quelques mètres de la colonie (Fig. 1). Chaque observation d'un renard dans ce secteur a été décrite en détails (date, heure, description de l'individu, comportement en continu, interactions avec les fous de Bassan).

RÉSULTATS

Objectif 1

1a- Composition de l'écosystème: mustélidés

Grâce à un effort de capture de 43 nuits/pièges, nous avons capturé un individu du genre *Mustela* (belette à longue queue ou hermine). Une caractérisation visuelle de

l'individu capturé nous porte à croire qu'il s'agissait d'une hermine. Cependant, des analyses morphométriques, voire génétiques, auraient été nécessaires afin d'identifier l'espèce avec certitude, car les individus de ces deux espèces peuvent être de taille comparable (St-Pierre et al. 2006). Comme l'objectif n'était que de confirmer la présence du genre *Mustela* sur l'île, l'individu capturé fut aussitôt relâché et les trappes retirées.

1b- Composition de l'écosystème : autres espèces

Les fractions qui accompagnent certaines informations se lisent comme suit : nombre de participants qui ont donné cette réponse / nombre de participants qui ont répondu à cette question. Lorsque j'ai demandé aux participants quelles espèces d'animaux vivent sur l'île Bonaventure, ils ont nommé les espèces dont nous connaissions déjà la présence à part pour ce qui est des hermines (2/7), des belettes (1/7) et des visons (*Mustela vison* ; 1/7). De plus, dans le passé, il y aurait déjà eu un ou plusieurs cerfs de Virginie (*Odocoileus virginianus* ; 5/7), des écureuils (1/7) et peut-être même des orignaux (*Alces alces* ; 1/7) sur l'île. Aucun participant n'a lui-même observé un cerf sur l'île, mais deux d'entre eux ont déjà retrouvé des ossements. Selon certains (2/7), ces cerfs auraient pu se rendre du continent à l'île par la glace, mais selon un autre, ce serait Sydney Maloney (ancien aubergiste de l'île) qui les aurait introduits. Pour trois des participants, il est probable que les petits mammifères, que ce soit les écureuils, mustélidés ou micromammifères, soient arrivés sur l'île dans des bateaux de marchandises. À cet effet, un des participants a lui-même observé deux hermines débarquer d'un bateau de bois amarré au quai de l'île. Autre fait intéressant, des

touristes auraient déjà observé des macareux moines nichant sur le sommet de l'île (1/7). Finalement, sans avoir obtenu d'informations précises à ce sujet, la plupart des participants s'entendent sur le fait que des renards sont présents de façon régulière sur l'île depuis plusieurs années, probablement au moins depuis la création du Parc. Les hypothèses au sujet de l'arrivée des renards sur l'île sont nombreuses au sein de la population de Percé. Plusieurs participants croient que des renards auraient colonisé l'île en traversant sur la glace (3/7), mais un participant rapporte une histoire selon laquelle ce serait le Capitaine Duval, un ancien habitant de l'île, qui aurait introduit cette espèce.

Objectif 2

2a- Utilisation du pont de glace par les animaux

Tous les participants avaient déjà observé ou entendu parler d'animaux se déplaçant sur les glaces dans le secteur de Percé. Quatre d'entre eux m'ont parlé de cerfs de Virginie qui auraient été observés se déplaçant sur les glaces. Cependant seulement un d'entre eux a lui-même observé un cerf de Virginie marchant sur les glaces entre l'île et le continent. Trois des participants rapportent avoir observé des renards marcher sur les glaces dans le secteur et deux de ceux-là disent avoir vu à une ou plusieurs reprises des renards marcher en direction de l'île.

2b- Utilisation du pont de glace par les humains

On distingue deux périodes d'utilisation du pont de glace de l'île Bonaventure : avant et après l'acquisition de l'île par le gouvernement du Québec (1971). Tout d'abord, les gens qui habitaient l'île avant cette période utilisaient le pont de glace de façon régulière pour se rendre à Percé durant l'hiver. À part durant les dernières années (1/9), ceux-ci balisaient un sentier sur la glace (3/9) afin de faciliter la traversée qui prenait normalement entre 30 et 40 minutes à pieds (1/9). Les insulaires traversaient à pieds (3/9) ou en carriole à chevaux (6/9). LB se rappelle même qu'il utilisait des bœufs pour aller vendre son bois à Percé. Quand la glace devenait plus fragile en fin de saison, ils avaient l'habitude de traîner une chaloupe dans laquelle ils pouvaient sauter si la glace cédait (2/9). Durant ces mêmes années (avant 1971), certains habitants de Percé utilisaient aussi le pont de glace pour se rendre à l'île par plaisir, plus que par nécessité. Plusieurs se rappellent même que des gens aient traversé à l'île en voiture (5/9) et en patins à glace (2/9). Quatre des participants disent avoir eux-mêmes emprunté le pont de glace pour traverser à l'île.

Suite à l'acquisition de l'île par le Gouvernement du Québec, celle-ci s'est retrouvée inhabitée et l'accès hivernal en est devenu interdit. Pour ces deux raisons, l'utilisation du pont de glace pour traverser à l'île s'est alors limitée à quelques traversées réalisées entre autre par M. Gilbert Bourget (suite à l'obtention d'une autorisation spéciale).

Objectif 3

Vulnérabilité de la population de renards roux

La session de capture (28 nuits/piège) a permis de capturer quatre renards. Trois individus ont été marqués ; un mâle (mâle A) et deux femelles (femelles B et C), dont une des deux était allaitante (femelle B). Un quatrième renard (sexe non déterminé) a été capturé sans être manipulé à cause d'une blessure à la patte et de conditions météorologiques défavorables. Cet animal a été relâché immédiatement sur le lieu de capture.

De fin mai à mi août, aucun individu non marqué ne fût observé, ce qui nous porte à croire que la population adulte se limitait probablement aux individus capturés en début de saison. La répartition des localisations télémétriques (Fig. 3) permet de définir deux zones qui, mises ensemble, couvrent la majorité du territoire de l'île. Le nord-est de l'île était presque exclusivement utilisé par la femelle B, alors que le sud-ouest était utilisé de façon conjointe par la mâle A et la femelle C. Comme les renards roux sont territoriaux, cette utilisation de l'espace porte à croire que l'île n'abrite pas plus de deux unités familiales. Des observations faites en fin d'été et durant l'automne confirment la présence d'au moins un jeune de l'année. Comme les observations ont toutes été faites à la tombée de la nuit et ne permettaient donc pas de distinguer physiquement les individus entre eux, il est difficile de déterminer si elles correspondent à un ou plusieurs individus. Selon les observations et la répartition des individus sur l'île, il est probable que la population de l'île se limite à quatre ou cinq individus. Lors d'une visite à l'île effectuée au début août 2006, les trois individus marqués ont été localisés (visuellement

ou par télémétrie) et étaient toujours vivants. Contrairement à de nombreuses îles où les renards se contentent de faire des visites occasionnelles lorsque les conditions de glace le permettent (e.g.: Birkhead et Nettleship 1995; Chaulk et al. 2007), les renards de l'île Bonaventure peuvent donc être considérés comme résidents, car ils se sont reproduits sur l'île et y sont restés durant au moins deux années consécutives.

Objectif 4

Relations trophiques de la population de renards roux

Nous avons enregistré 12 observations de renards dans le secteur de la colonie de fous de Bassan. Toutes ces observations ont eu lieu après ou quelques minutes avant le coucher du soleil ou avant le lever du soleil. Le petit nombre d'observations durant la nuit n'est pas nécessairement représentatif de l'utilisation réelle de la colonie durant cette période, mais est probablement dû à un manque de visibilité. Dans la moitié des cas, lorsqu'un renard a pénétré dans la colonie, le scénario a été le même : le renard longe la colonie dans la végétation et en sort subitement, ce qui crée une réaction vive chez les fous de Bassan qui s'éloignent du renard en demi-cercle. Les incursions dans la colonie elle-même étaient toujours de courte durée (moins d'une minute). Dans un des cas, l'observateur a pu voir le renard saisir un œuf avant de s'en aller. Dans les autres cas, soit le renard n'a rien pris, soit il a vu l'observateur et s'est sauvé avant de pouvoir faire quoi que ce soit, soit il faisait trop noir pour tirer une conclusion sur le succès de chasse du renard. Un renard a aussi été observé, en plein jour, en bordure de la colonie, avec un fou de Bassan adulte dans la gueule. On compte aussi des observations de renards s'alimentant de micromammifères, d'oiseaux forestiers, et de végétation.

Aucune localisation télémétrique ne se situe directement dans la colonie (Fig. 3). Ceci n'est pas surprenant compte tenu de la courte durée des intrusions dans la colonie. Le mâle A et la femelle C ont, à 6 reprises, été localisés par télémétrie dans la falaise adjacente à la colonie. Des employés des bateaux faisant le tour de l'île affirment avoir déjà observé des renards se déplaçant dans la falaise. Un participant aux entrevues rapporte même avoir déjà observé un renard en train de prendre des œufs dans la falaise.

De nombreuses carcasses d'animaux partiellement consommées par des prédateurs ont été retrouvées dans l'aire d'étude durant l'été 2005. À deux reprises, nous avons trouvé des restes de lièvres dans un sentier en pleine forêt, dans le secteur où se trouvait vraisemblablement la tanière de la femelle B. On note aussi les restes de 7 oiseaux marins (excluant les fous de Bassan) vraisemblablement capturés par des renards, dont un guillemot marmette et deux océanites cul-blanc. Des carcasses de fous de Bassan jeunes ou adultes ont régulièrement été retrouvées dans le secteur de la colonie. Ce phénomène est particulièrement frappant durant l'envol des jeunes, en septembre et octobre (Lagueux 1986). Durant cette période, un nombre important de jeunes sont abandonnés et retrouvés morts en bordure de la colonie. À deux reprises, des caches d'œufs d'oiseaux marins ont été découvertes par hasard sur le territoire de l'île.

DISCUSSION

Les espèces de mammifères vivant sur l'île Bonaventure semblent se limiter essentiellement à celles qui étaient déjà connues avant le début de notre étude, soit les renards roux, les lièvres d'Amérique, quelques espèces de micromammifères, ainsi qu'au moins une espèce du genre *Mustela* dont notre étude a permis de confirmer la présence (ce qui n'avait pas encore été fait). Un participant a mentionné avoir observé un écureuil il y a plusieurs années alors qu'aucune autre observation de cette espèce n'a été faite dans les dernières années. Dans le cas de petits mammifères comme les écureuils ou les mustélidés, il n'est pas impossible que des individus aient traversé à une certaine époque, que ce soit sur les glaces ou à bord d'un bateau de marchandises et que ces individus aient passé quelques temps sur l'île, mais sans s'y reproduire. Ceci expliquerait les observations isolées de certaines espèces et suggéreraient que l'île est sujette à des colonisations répétées de la part de plusieurs espèces. Finalement, il y aurait déjà eu un ou des cerfs de Virginie et peut-être même un orignal sur l'île, mais il est évident que ces espèces ne sont plus présentes depuis plusieurs années.

Les renards et les cerfs de Virginie sont les seules espèces animales pour lesquelles nous avons des évidences (témoignages des participants aux entrevues) de traversées entre le continent et l'île Bonaventure par l'intermédiaire du pont de glace. D'autre part, du temps où des humains vivaient sur l'île, le pont de glace était utilisé de façon régulière par ces derniers, car celui-ci facilitait grandement les déplacements hivernaux des insulaires. Cependant, depuis l'acquisition de l'île par le gouvernement

du Québec (1971), les traversés sur le pont de glace par les humains sont anecdotiques, réservées à ceux qui détiennent une autorisation spéciale.

Vulnérabilité de la population de renards roux

Les renards roux ont la capacité de nager (Angerbjörn 1989), mais nous n'avons trouvé aucune information au sujet des distances qu'ils peuvent parcourir. Dans le cas des renards arctiques (*Vulpes lagopus*), les distances maximales de nage ayant été enregistrées sont d'un peu plus de deux kilomètres (Strub 1992). Cependant, compte tenu des courants et de la température de l'eau, il est probablement beaucoup plus facile pour un renard roux d'utiliser un pont de glace pour traverser une distance comme celle qui sépare l'île du continent et ce, peu importe leurs capacités de nage. En présence du pont de glace, les probabilités qu'un renard traverse entre le continent et l'île et vice-versa sont donc beaucoup plus élevées. Même si nous demeurons incertains de l'origine de la population de renards roux de l'île Bonaventure (introduits par les humains ou arrivés d'eux-mêmes par les glaces), nous savons que des renards utilisent le pont de glace pour se déplacer entre le continent et l'île et que cette structure facilite donc les échanges entre la petite population de l'île et celle du continent. On peut donc dire que cette population est sensible à la raréfaction et à la potentielle disparition du pont de glace de l'île Bonaventure qui vient augmenter son isolement face aux populations voisines.

Dans le cas d'une petite population comme celle de renards roux (deux unités familiales et probablement quatre adultes en 2005), qui se retrouve isolée génétiquement (peu ou pas d'arrivée de nouveaux individus) le taux de consanguinité au sein de la population augmente de façon considérable, ce qui augmente les risques de disparition de la population (Brown et Kodric-brown 1977; Caughley 1994). Les risques de disparition sont aussi augmentés chez les populations de très petite taille pour des raisons stochastiques (perte de tous les individus de façon accidentelle). De plus, dans le cas d'une disparition de la population, les probabilités de recolonisation sont limitées par l'absence ou la raréfaction du pont de glace. Compte tenu de sa taille, cette population de renards n'a donc pas une grande capacité d'adaptation face à l'isolement démographique découlant de la dégradation du pont de glace. Tous les éléments (exposition, sensibilité et capacité d'adaptation) sont donc réunis pour dire que cette population est vulnérable à la dégradation actuelle des glaces de mer dans ce secteur. Dans un contexte de conservation, il est maintenant essentiel de s'attarder aux effets que pourrait avoir la disparition de cette population de renards roux sur le reste de l'écosystème de l'île Bonaventure.

Conséquences possibles de la disparition de la population de renards roux

Le renard roux est une espèce opportuniste et s'adapte facilement aux ressources alimentaires qui sont à sa disposition (Cypher 2003). Selon les différentes sources d'informations à notre disposition, sur l'île Bonaventure ils se nourrissent, entre autres, d'oiseaux marins, d'oiseaux forestiers, de micromammifères, de lièvres et de végétation. Étant basée sur des observations d'évènements de prédation ainsi que sur la

découverte de carcasses et de caches de nourriture, cette liste n'est pas détaillée, mais nous permet d'identifier des espèces ou groupes d'espèces dont l'abondance pourrait être affectée de façon directe par une disparition de la population de renards roux.

La prédation par le renard, que ce soit roux ou arctique, peut avoir des effets majeurs sur la survie et la reproduction de colonies d'oiseaux marins nichant sur des îles (Petersen 1982; Quinlan et Lehnhausen 1982; Birkhead et Nettleship 1995). Un ou deux renards en visite sur une île peuvent détruire la majorité ou même la totalité des couvées de certaines espèces (Petersen 1982; Robertson 1995). Lorsque la prédation se répète d'année en année (visites fréquentes ou individus résidents), certains individus nicheurs en viennent à abandonner le site de reproduction (Petersen 1982; Birkhead et Nettleship 1995; Croll et al. 2005). Les risques de prédation varient d'une espèce à l'autre et sont modulés, entre autres, par la capacité des espèces à se défendre contre les renards (Stickney 1991; Robertson 1995), le type de nid utilisé (Maccarone et Montevecchi 1981) et la localisation de ces nids (Petersen 1982; Birkhead et Nettleship 1995).

À l'île Bonaventure, les oiseaux marins peuvent être divisés en trois catégories selon l'exposition de leurs nids face aux prédateurs terrestres : 1) les fous de Bassan nichant sur des zones peu pentues situées en haut des falaises, 2) les espèces nichant dans les falaises et 3) les espèces nichant dans des terriers au sommet de l'île. Dans le cas des fous de Bassan nichant dans les zones peu pentues en haut des falaises, le caractère agressif des adultes ainsi que le nombre et la densité des nids limitent probablement l'effet de la prédation par les renards. Les renards semblent profiter de

l'effet de surprise qu'ils créent pour dérober des œufs ou des jeunes en bordure de colonie, mais jamais ils n'ont été observés plus profondément dans la colonie, ou y rester plus de quelques secondes. Le cas échéant, les fous de Bassan s'attaqueraient très probablement à l'intrus qui n'aurait d'autre choix que de fuir. Dans ce secteur, les renards se nourrissent aussi d'œufs, de jeunes ou d'adultes isolés en bordure de colonie. Les jeunes fous de Bassan sont complètement dépendants de leurs parents jusqu'à l'envol (Lévesque 2004). Les jeunes et les œufs abandonnés ne sont donc pas viables et les adultes isolés de la colonie sont souvent malades ou blessés. Ce type de prédation, même exercée de façon soutenue, a donc peu de chances d'avoir des effets notables sur la survie et la reproduction de cette colonie. C'est probablement pour cette raison qu'une coexistence à long terme est possible entre la population de renards et la colonie de fous de Bassan, cette dernière fournissant une ressource alimentaire abondante.

Les localisations télémétriques et les observations nous ont appris que certains renards arrivent à descendre dans les falaises et à y consommer des œufs. Les ailes de guillemot marmette retrouvées en pleine forêt laissent supposer qu'ils arrivent même à y attaquer des adultes. D'autres études faites sur des îles en présence de renards roux rapportent des exemples de prédation dans des falaises abruptes, mais l'intensité de cette prédation demeure minime comparée à celle exercée sur des espèces nichant dans des endroits plus accessibles aux renards (Maccarone et Montevecchi 1981; Petersen 1982).

Les oiseaux marins nichant dans des terriers sont particulièrement sensibles à la prédation par les renards (Maccarone et Montevecchi 1981; Sklepkovych et Montevecchi 1996). La seule espèce qui niche dans des terriers sur l'île Bonaventure est l'océanite cul-blanc. Cette espèce a été répertoriée pour la première fois sur l'île en 1914, avec une population estimée à 100 individus (Demille 1926). Depuis, neuf inventaires de population ont été réalisés selon des intervalles de temps irréguliers. Les résultats des inventaires vont de 0 à 56 individus (Wynne-Edwards 1954; Lafleur 1969; Taylor et Nettleship 1974; Chapdelaine 1979; Chapdelaine et Brousseau 1992) avec des valeurs de 0, 29 et 0 individus pour les années 2002, 2005 et 2006 respectivement (Service canadien de la faune, données non-publiées). En raison de la variété des méthodes utilisées, ces estimés ne permettent pas de juger avec précision de l'évolution de cette population, mais ils indiquent qu'il s'agit d'une colonie de faible taille. Deux paires d'ailes d'océanites vraisemblablement capturés par des renards ont été retrouvées en 2005. Trois rapports font état de l'importance de la prédation des océanites par les renards roux à l'île Bonaventure (Bond 1926; Demille 1926; Taylor et Nettleship 1974). Taylor et Nettleship (1974) suggèrent que cette pression exercée par les renards pourrait être à l'origine de la petite taille de cette population sur l'île, limitant les sites de nidification disponibles à des endroits inaccessibles à la prédation. Les macareux moine sont eux aussi reconnus pour nicher dans des terriers. Un des participants aux entrevues a rapporté que des macareux auraient déjà niché dans des terriers sur le sommet de l'île et cette information est corroborée par des observations de Demille (1926). Ces années-ci, cependant, les quelques couples de macareux qui nichent à l'île s'installent au fond de corniches et de fissures dans la falaise là où ils sont beaucoup moins accessibles à la prédation par les renards (J.-F. Rail, comm. pers.). Il serait donc possible qu'une

pression de prédation constante par les renards limite aussi l'installation de colonies de macareux au sommet de l'île.

En résumé, les effets de la prédation par les renards roux sur la survie et la reproduction des colonies de fous de Bassan nichant au sommet de l'île et des diverses autres colonies nichant dans les falaises sont probablement assez limités. De ce fait, la disparition de la population de renards n'aurait probablement pas d'effets majeurs sur l'abondance de ces colonies. Cependant, la situation est différente dans le cas des oiseaux nichant dans des terriers au sommet de l'île. Un relâchement de la pression de prédation par le renard pourrait se solder en une augmentation de la taille de ces colonies, d'autant plus que le seul autre prédateur terrestre de l'île, l'hermine, n'est pas reconnu comme un prédateur d'oiseaux marins (Svendsen 2003). En creusant des terriers, ces oiseaux ont de nombreux impacts que ce soit sur la végétation ou sur la biomasse souterraine et une augmentation du nombre de ces oiseaux pourrait donc se répercuter sur différentes composantes de l'écosystème de l'île (Fukami et al. 2006).

Il serait aussi possible que la perte du principal prédateur dans ce système ait des effets sur les populations de lièvres et de micromammifères dont ils se nourrissent. Deux études menées sur des îles en Suède rapportent une augmentation de la population de lièvre (*Lepus timidus*) de deux à trois fois suivant une réduction totale ou partielle de la population de renards (et de martres (*Martes martes*) dans un des cas) en raison d'une réduction des taux de mortalité des jeunes et des adultes (Angerbjörn 1989; Marstrom et al. 1989). Le même genre d'effet a été observé suite à l'introduction de campagnols

sur des îles sans prédateur (Hambäck et al. 2004). Après trois saisons d'introduction, les densités qui étaient à l'origine les mêmes que celles sur le continent sont devenues deux à cinq fois plus élevées que celles-ci ce qui a eu des effets majeurs sur le couvert de différentes espèces d'arbustes. Ce genre d'effet en cascade du haut vers le bas suite à une perte ou une réduction du nombre de prédateurs n'est pas rare et vient souligner l'importance de la présence des prédateurs pour la structure et le fonctionnement d'un écosystème (Borrvall et Ebenman 2006). Dans le cas de l'île Bonaventure, la disparition de la population de renards roux ne se solderait pas par une absence de prédateurs, car il resterait les hermines (ou belettes) et les oiseaux de proie. Reste à voir si ces deux prédateurs arriveraient à combler le vide laissé par les renards et suffiraient à stabiliser les populations d'herbivores. Dans le cas contraire, on pourrait s'attendre à ce que la disparition de la population de renards résulte en une augmentation de l'abondance d'herbivores (lièvres et/ou micromammifères) et conséquemment en des effets au niveau de la diversité et de la productivité du couvert végétal.

Autres conséquences possibles de la dégradation du pont de glace

En plus des impacts en lien avec l'isolement génétique des populations insulaires, la dégradation du pont de glace expose les populations de l'île Bonaventure à divers autres impacts autant positifs que négatifs. Tout d'abord, une réduction de la probabilité d'arrivée de nouveaux individus aux populations insulaires existantes limite par le fait même les probabilités d'introduction de maladies ou de parasites (Fay et Stephenson 1989) qui pourraient être dommageables pour les populations établies. De plus, en réduisant les probabilités d'arrivée de nouvelles espèces, l'absence de pont de glace

limite l'introduction d'espèces envahissantes ou nuisibles (Carmichael et al. 2007). Finalement l'absence de ponts de glace limite les possibilités de dispersion dans les cas de changements climatiques rapides ou de déclin abrupte des ressources alimentaires (Callaghan et Jonasson 1995; Serreze et al. 2000; Carmichael et al. 2007)

CONCLUSION

La population de renards roux de l'île Bonaventure est vulnérable face à la dégradation des glaces de mer en cours dans cette région. Les réductions en termes de durée et de fréquence de formation du pont de glace qui en découlent créent un isolement génétique qui augmente les risques de disparition de cette petite population. Sa disparition se reflèterait probablement sur les niveaux trophiques inférieurs et plus particulièrement sur les populations d'herbivores et de certains oiseaux marins nichant sur l'île. Afin d'étoffer nos hypothèses sur l'effet que pourrait avoir sur ses différentes proies la disparition de la population de renards, il serait essentiel d'évaluer la force des relations trophiques impliquées, c'est-à-dire, l'effet, en termes de survie et de reproduction, qu'exercent les renards sur ces différentes populations relativement à l'effet des autres prédateurs. Des analyses de contenus fécaux des prédateurs ainsi que des analyses isotopiques des différentes populations de prédateurs et de proies permettraient de raffiner les connaissances actuelles à ce sujet.

Dans le contexte actuel de réchauffement climatique global et de dégradation des glaces de mer actuellement en cours dans plusieurs régions du monde, le cas de l'île

Bonaventure est un bon exemple de ce qui attend de nombreux écosystèmes insulaires nordiques. Lorsqu'il s'agit de conserver des écosystèmes faisant face à de tels changements environnementaux, une analyse de vulnérabilité du type de celle réalisée dans cette étude s'avère un outil de base essentiel. Les gestionnaires des écosystèmes auront ensuite la difficile tâche de décider dans quelle mesure ils veulent tenter ou non de contrer les effets écologiques des changements climatiques d'origine anthropique.

BIBLIOGRAPHIE

- Alley, R., T. Berntsen, N. L. Bindoff, Z. Chen, A. Chidthaisong, P. Friedlingstein, J. Gregory, G. Hegerl, M. Heimann, B. Hewitson, B. Hoskins, F. Joos, J. Jouzel, V. Kattsov, U. Lohmann, M. Manning, T. Matsuno, M. Molina, N. Nicholls, J. Overpeck, D. Qin, G. Raga, V. Ramaswamy, J. Ren, M. Rusticucci, S. Solomon, R. Somerville, T. F. Stocker, P. Stott, R. J. Stouffer, P. Whetton, R. A. Wood et D. Wratt. 2007. **Climate change 2007: The physical science basis**. Geneva: Intergovernmental Panel on Climate Change 18 p.
- Angerbjörn, A. 1989. "Mountain Hare Populations on Islands - Effects of Predation by Red Fox." **Oecologia** 81(3): 335-340.
- Beer, J. R., P. Lukens et D. Olson. 1954. "Small Mammal Populations on the Islands of Basswood Lake, Minnesota." **Ecology** 35(4): 437-445.
- Birkhead, T. R. et D. N. Nettleship. 1995. "Arctic Fox Influence on a Seabird Community in Labrador - a Natural Experiment." **Wilson Bulletin** 107(3): 397-412.
- Bond, J. 1926. "Notes and observations." **The Canadian Field-Naturalist** 40: 85-87.
- Borrvall, C. et B. Ebenman. 2006. "Early onset of secondary extinctions in ecological communities following the loss of top predators " **Ecology Letters** 9: 435-442.
- Brown, J. H. et A. Kodric-brown. 1977. "Turnover Rates in Insular Biogeography - Effect of Immigration on Extinction." **Ecology** 58(2): 445-449.
- Callaghan, T. V. et S. Jonasson. 1995. "Arctic Terrestrial Ecosystems and Environmental-Change." **Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series a-Mathematical Physical and Engineering Sciences** 352(1699): 259-276.
- Carmichael, L. E., J. Krizan, J. A. Nagy, E. Fuglei, M. Dumond, D. Johnson, A. Veitch, D. Berteaux et C. Strobeck. 2007. "Historical and ecological determinants of genetic structure in arctic canids." **Molecular Ecology** 16(16): 3466-3483.
- Carter, J. L. et J. F. Merrit. 1981. "Evaluation of swimming ability as a means of island invasion by small mammals in coastal Virginia." **Annals Carnegie Museum of Natural History** 50: 31-46.

- Caughley, G. 1994. "Directions in Conservation Biology." **Journal of Animal Ecology** 63(2): 215-244.
- Chapdelaine, G. 1979. **Situation du pétrel cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*) à l'île Bonaventure**: Service Canadien de la Faune, Environnement Canada. 4 p.
- Chapdelaine, G. et P. Brousseau. 1992. "Distribution, Abundance, and Changes of Seabird Populations of the Gaspé Peninsula, Quebec, 1979 to 1989." **The Canadian Field-Naturalist** 106(4): 427-434.
- Chaulk, K. G., G. J. Robertson et W. A. Montevecchi. 2007. "Landscape features and sea ice influence nesting common eider abundance and dispersion." **Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie** 85(3): 301-309.
- Christianou, M. et B. Ebenman. 2005. "Keystone species and vulnerable species in ecological communities: strong or weak interactors?" **Journal of Theoretical Biology** 235(1): 95-103.
- Croll, D. A., J. L. Maron, J. A. Estes, E. M. Danner et G. V. Byrd. 2005. "Introduced predators transform subarctic islands from grassland to tundra." **Science** 307(5717): 1959-1961.
- Cypher, B. L. 2003. "Foxes. Pages 511-546" dans G. A. Feldhamer, B. C. Thompson and J. A. Chapman, éditeurs. **Wild Mammals of North America**. Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Darveau, M. 1992. "Notes sur les oiseaux de l'île aux Basques, 6. L'effet du renard roux." **L'Euskarien** 14(2): 11-13.
- Demille, J. B. 1926. "Birds of Gaspé County, Quebec." **The Auk** 43: 508-527.
- Derocher, A. E., N. J. Lunn et I. Stirling. 2004. "Polar bears in a warming climate." **Integrative and Comparative Biology** 44(2): 163-176.
- Ebenman, B. et T. Jonsson. 2005. "Using community viability analysis to identify fragile systems and keystone species." **Trends in Ecology & Evolution** 20(10): 568-575.

- Fay, F. H. et R. O. Stephenson. 1989. "Annual, Seasonal, and Habitat-Related Variation in Feeding-Habits of the Arctic Fox (*Alopex lagopus*) on St-Lawrence-Island, Bering Sea." **Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie** 67(8): 1986-1994.
- Ferguson, M. A. D. et F. Messier. 1997. "Collection and analysis of traditional ecological knowledge about a population of Arctic tundra caribou." **Arctic** 50(1): 17-28.
- Fraser, D. J., T. Coon, M. R. Prince, R. Dion et L. Bernatchez. 2006. "Integrating traditional and evolutionary knowledge in biodiversity conservation: a population level case study." **Ecology and Society** 11(2): 4.
- Fukami, T., D. A. Wardle, P. J. Bellingham, C. P. H. Mulder, D. R. Towns, G. W. Yeates, K. I. Bonner, M. S. Durrett, M. N. Grant-Hoffman et W. M. Williamson. 2006. "Above- and below-ground impacts of introduced predators in seabird-dominated island ecosystems." **Ecology Letters** 9(12): 1299-1307.
- Hambäck, P. A., L. Oksanen, P. Ekerholm, A. Lindgren, T. Oksanen et M. Schneider. 2004. "Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance." **Oikos** 106(1): 85-92.
- Huntington, H. P. 1998. "Observations on the utility of the semi-directive interview for documenting traditional ecological knowledge." **Arctic** 51(3): 237-242.
- Huntington, H. P. 2000. "Using Traditional Ecological Knowledge in science: Methods and applications." **Ecological Applications** 10(5): 1270-1274.
- IPCC. 2001. **Climate change 2001: Impacts, adaptation and vulnerability**. Cambridge: Intergovernmental Panel on Climate Change. 944 p.
- Jackson, H. H. T. 1919. "An apparent effect of winter inactivity upon distribution of mammals." **Journal of Mammalogy** 1: 58-64.
- Johannessen, O. M., L. Bengtsson, M. W. Miles, S. I. Kuzmina, V. A. Semenov, G. V. Alekseev, A. P. Nagurnyi, V. F. Zakharov, L. P. Bobylev, L. H. Pettersson, K. Hasselmann et H. P. Cattle. 2004. "Arctic climate change: observed and modelled temperature and sea-ice variability " **Tellus Series a-Dynamic Meteorology and Oceanography** 56(5): 559-560.

La Sépaq. (Page consultée le 16 mars 2007). Mission de conservation, [En ligne]. Adresse URL: <http://www.sepaq.com/pq/miscon/fr/presentation.html>.

Lafleur, Y. 1969. **Île Bonaventure: Rapport de l'activité de l'Université Laval**: Université Laval. 88 p.

Lagueux, L. 1986. **Les Fous de Bassan de l'île Bonaventure**. Percé: Club des ornithologues de la Gaspésie inc. 80 p.

Lévesque, M. 2004. **Un rocher, une île...un parc: Synthèse des connaissances thématiques d'interprétation**: Parc national de l'île-Bonaventure-et-du-rocher-Percé. p.

Lomolino, M. V. 1982. "Species-Area and Species-Distance Relationships of Terrestrial Mammals in the Thousand Island Region." **Oecologia** 54(1): 72-75.

Lomolino, M. V. 1986. "Mammalian Community Structure on Islands - the Importance of Immigration, Extinction and Interactive Effects." **Biological Journal of the Linnean Society** 28(1-2): 1-21.

Lomolino, M. V. 1993. "Winter Filtering, Immigrant Selection and Species Composition of Insular Mammals of Lake Huron." **Ecography** 16(1): 24-30.

Lomolino, M. V. 1994. "Species Richness of Mammals Inhabiting Nearshore Archipelagoes - Area, Isolation, and Immigration Filters." **Journal of Mammalogy** 75(1): 39-49.

Luers, A. L. 2005. "The surface of vulnerability: An analytical framework for examining environmental change." **Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions** 15(3): 214-223.

MacArthur, R. H. et E. O. Wilson. 1967. **The theory of island biogeography**. Princeton: Princeton University Press. 203 p.

Maccarone, A. D. et W. A. Montevecchi. 1981. "Predation And Caching Of Seabirds By Red Foxes (*Vulpes vulpes*) On Baccalieu Island, Newfoundland." **Canadian Field-Naturalist** 95(3): 352-353.

- Marcstrom, V., L. B. Keith, E. Engren et J. R. Cary. 1989. "Demographic Responses of Arctic Hares (*Lepus timidus*) to Experimental Reductions of Red Foxes (*Vulpes vulpes*) and Martens (*Martes martes*)."
Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie 67(3): 658-668.
- Petersen, M. R. 1982. "Predation on seabirds by red foxes at Shaiak Island, Alaska."
The Canadian Field-Naturalist 96(1): 41-45.
- Quinlan, S. E. et W. A. Lehnhausen. 1982. "Arctic Fox, *Alopex lagopus*, Predation on Nesting Common Eiders, *Somateria mollissima*, at Icy-Cape, Alaska." **Canadian Field-Naturalist** 96(4): 462-466.
- Robertson, G. J. 1995. "Factors Affecting Nest-Site Selection and Nesting Success in the Common Eider (*Somateria mollissima*)."
Ibis 137(1): 109-115.
- Serreze, M. C. 2007. "Perspectives on the Arctic's shrinking sea-ice cover." **Science** 315: 1533-1536.
- Serreze, M. C., J. E. Walsh, F. S. Chapin, T. Osterkamp, M. Dyurgerov, V. Romanovsky, W. C. Oechel, J. Morison, T. Zhang et R. G. Barry. 2000. "Observational evidence of recent change in the northern high-latitude environment." **Climatic Change** 46(1-2): 159-207.
- Sklepkovych, B. O. et W. A. Montevecchi. 1996. "Food availability and food hoarding behaviour by red and arctic foxes." **Arctic** 49(3): 228-234.
- St-Pierre, C., J. P. Ouellet, F. Dufresne, A. Chaput-Bardy et F. Hubert. 2006. "Morphological and molecular discrimination of *Mustela erminea* (ermine) and *M. frenata* (Long-tailed weasels) in eastern Canada." **Northeastern Naturalist** 13(2): 143-152.
- Stickney, A. 1991. "Seasonal Patterns of Prey Availability and the Foraging Behavior of Arctic Foxes (*Alopex lagopus*) in a Waterfowl Nesting Area." **Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie** 69(11): 2853-2859.
- Strub, H. 1992. "Swim by an Arctic Fox (*Alopex lagopus*), in Alexandra Fjord, Ellesmere-Island, Northwest-Territories." **Canadian Field-Naturalist** 106(4): 513-514.

- Svendsen, G. E. 2003. "Weasels and black-footed ferret (*Mustela species*). 1216" dans G. A. Feldhamer, B. C. Thompson and J. A. Chapman, éditeurs. **Wild mammals of North America**. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.
- Taylor, P. S. et D. N. Nettleship. 1974. **The seabirds of Bonaventure Island, Percé Rock and area, in summer 1974**. Ottawa: Canadian Wildlife Service, Environment Canada. p.
- Vinnikov, K. Y., A. Robock, R. J. Stouffer, J. E. Walsh, C. L. Parkinson, D. J. Cavalieri, J. F. B. Mitchell, D. Garrett et V. F. Zakharov. 1999. "Global warming and Northern Hemisphere sea ice extent." **Science** 286(5446): 1934-1937.
- Wynne-Edwards, V. C. 1954. **Sea birds of Percé and the Gaspé Peninsula, Province of Quebec**. Montreal: Mercury Press. 32 p.

Tableau 1. Questions utilisées lors des entrevues semi-dirigées

Catégories	Questions
Informations personnelles relatives aux participants	<p>Quel âge avez-vous ?</p> <p>Depuis quand habitez-vous dans la région ?</p> <p>Dans quels secteurs avez-vous habité et durant quelle période?</p> <p>Quel métier exercez-vous ou avez-vous exercé?</p> <p>Avez-vous déjà été sur l'île Bonaventure? Quand êtes-vous allé pour la première fois?</p> <p>Avez-vous déjà travaillé sur l'île Bonaventure? Si oui, combien de temps et à quel moment? Quel était votre travail?</p> <p>Avez-vous déjà habité sur l'île Bonaventure?</p> <p>Connaissez-vous des gens qui ont habité sur l'île Bonaventure?</p>
Définition du terme « pont de glace »	<p>Qu'est-ce qu'un pont de glace pour vous?</p> <p>Comment reconnaît-on qu'il y a un pont de glace?</p>
Animaux vivant sur l'île Bonaventure	<p>Selon vous, quelles espèces d'animaux habitent sur l'île ?</p> <p>Est-ce que ces espèces ont toujours été présentes? Si non, expliquez.</p> <p>Est-ce que certaines espèces ont déjà été présentes et ne le sont plus aujourd'hui? Si oui, expliquez.</p> <p>Avez-vous eu conscience que certaines espèces aient été introduites sur l'île? Si oui, de quelle façon?</p>
Utilisation du pont de glace par les humains et les animaux	<p>Que savez-vous au sujet de l'utilisation du pont de glace par les humains dans le passé ?</p> <p>Savez-vous si certaines espèces animales utilisent la glace pour se déplacer entre l'île et le continent?</p>
Liens entre les espèces de l'île	<p>Avez-vous déjà observé des renards sur l'île?</p> <p>Savez-vous de quoi ces renards se nourrissent? Si oui, décrivez vos observations.</p>

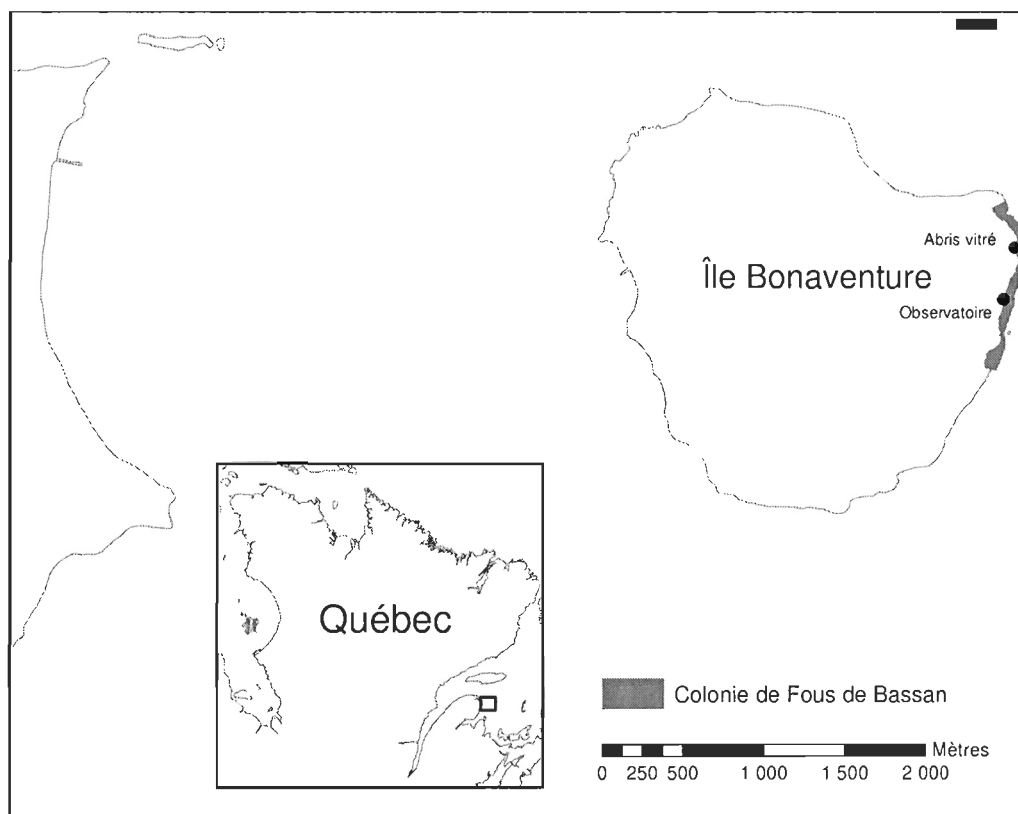


Figure 1: Localisation de l'aire d'étude

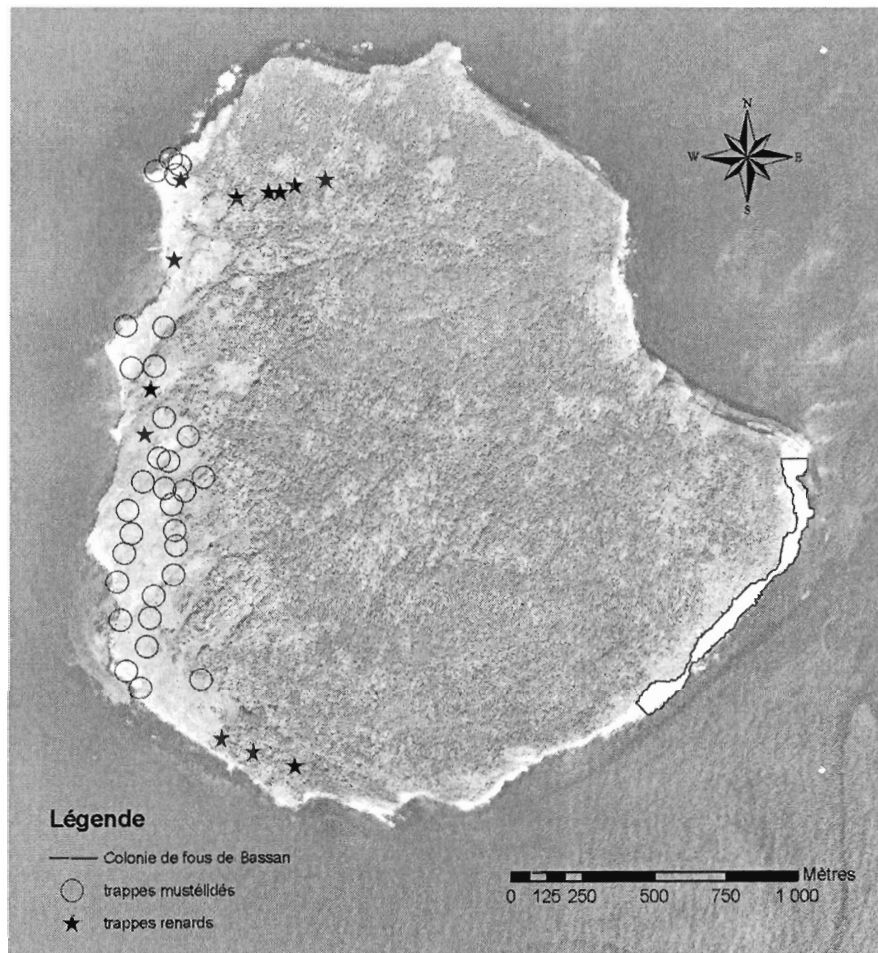


Figure 2 : Localisation dans l'aire d'étude des trappes utilisées pour la capture de renards et de mustélidés. Le trait plein illustre le contour de la principale colonie de fous de Bassan.

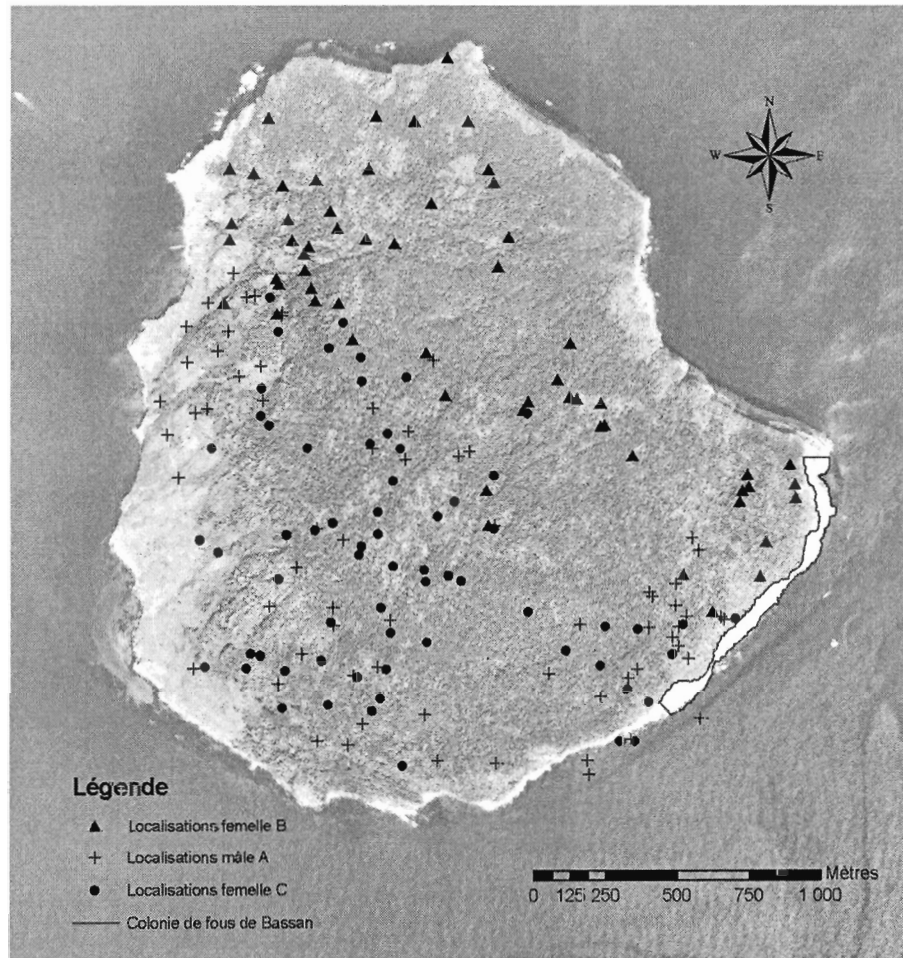


Figure 3 : Ensemble des localisations télémétriques pour les trois renards marqués. Le trait plein illustre le contour de la principale colonie de fous de Bassan.

CONCLUSION DU MÉMOIRE

Au cours des dernières décennies, le couvert de glaces de mer de l'Hémisphère Nord s'est modifié, tant au niveau de son étendue, de son épaisseur, que de sa durée. Plusieurs études ont déjà mis de l'avant certaines conséquences de cette dégradation sur l'écologie d'espèces animales nordiques. Notre étude a permis d'explorer, pour la première fois, les conséquences possibles de ces changements dans le couvert des glaces de mer sur la biogéographie des nombreux écosystèmes insulaires de l'est et du nord canadien. Dans un premier temps, nous avons confirmé que la diminution du couvert de glaces observée à l'échelle de l'Hémisphère Nord se répercute à l'échelle de notre aire d'étude (eaux marines du nord et de l'est canadien) et que ces changements se traduisent en des changements dans l'environnement glacé des îles situées dans ces régions. Nos résultats montrent que les étendues minimales et maximales des glaces ont diminué durant la période touchée par notre étude. En pratique, ces changements se traduisent par une diminution du nombre d'îles passant l'année entourée de glace (au nord de l'aire d'étude) et une augmentation de nombre d'îles passant l'année en eau libre (au sud de l'aire d'étude). Pour ces îles, les ponts de glace durent moins longtemps ou se forment tout simplement moins souvent. Conséquemment, certaines populations insulaires (essentiellement des mammifères) se retrouvent de plus en plus isolées spatialement et soumises aux conséquences biogéographiques qui en découlent (diminution des échanges avec populations sources, diminution des chances de recolonisation suite à une extinction, diminution des chances d'arrivée de nouvelles populations). Comme la réduction de l'étendue maximale des glaces se traduit, au sud de notre aire d'étude, par une disparition des ponts de glaces et une réduction majeure

des probabilités de migration de certaines espèces animales, ces changements pourraient avoir une plus grande significativité biologique que ceux observés pour l'étendue minimale. Afin de mieux saisir l'importance des enjeux biologiques, à court terme, reliés à ces changements dans l'état des glaces, l'étape suivante consisterait donc à concentrer l'analyse sur les régions dans le sud de notre aire d'étude (Golfe du St-Laurent, côtes du Labrador et de Terre-Neuve). En limitant la zone étudiée et donc le nombre d'îles impliquées, il serait possible de réaliser des analyses plus fines (à l'échelle des îles) et de mieux mesurer l'impact des changements locaux dans le couvert des glaces sur l'isolement de ces îles et ce d'autant plus, que la précision et la disponibilité des données de glace est en constante amélioration. Cependant, la récolte de données d'entrevues et d'archives demeure actuellement le moyen le plus précis de reconstruire l'historique d'un pont de glace (au-delà des quelques dernières années). Dans le cas de l'île Bonaventure ces données nous ont permis de déterminer que le réchauffement des températures hivernales locales est associé à la dégradation (et quasi-disparition) du pont de glace. Il serait important de répéter ce type de méthodologie pour d'autres îles situées au sud de notre gradient afin de vérifier si les changements que nous avons perçus dans notre analyse à grande échelle sont réellement ressentis localement. Il serait particulièrement intéressant de le faire dans le cas d'îles qui sont toujours habitées à l'année (ex : île verte, Qc.)

Une évaluation plus approfondie de la situation de l'île Bonaventure nous a permis de formuler des hypothèses quant aux possibles conséquences de la dégradation du pont de glace sur l'écosystème de cette île. En effet, la principale population de prédateurs terrestres de l'île est vulnérable à une raréfaction du pont de glace, car

l'isolement qui en découle augmente les risques de disparition de cette petite population (4-5 adultes). Dans le cas d'une disparition de cette population, on suppose que certaines espèces (vertébrés herbivores et certaines colonies d'oiseaux nicheurs), libérées d'une importante pression de prédation, pourraient proliférer, engendrant des conséquences diverses aux autres niveaux trophiques. À moins, bien sur, que les autres prédateurs terrestres de l'île (hermines et oiseaux de proie) n'arrivent à combler le vide laissé par les renards et suffisent à stabiliser ces populations. Afin d'étoffer nos hypothèses sur l'effet que pourrait avoir sur ses différentes proies la disparition de la population de renards, il serait essentiel d'évaluer plus en détails la force des relations trophiques qui existent entre les différentes populations de prédateurs et de proies de l'île. Cette étude de cas démontre bien que les impacts biogéographiques à l'échelle locale (une île) des changements dans l'étendue des glaces dépendent des caractéristiques intrinsèques à chaque île et aux populations qu'elles abritent. Dans ce contexte, il serait aussi intéressant de se pencher sur d'autres exemples d'îles afin d'avoir une idée de la diversité des réponses possibles. Ces constatations reflètent la difficulté de rendre la science écologique réellement prédictive, comme le besoin s'en fait souvent sentir dans le domaine de la conservation, car la diversité des cas particuliers s'oppose souvent à la mise en place de règles générales.

Selon la plupart des scénarios climatiques, au cours des prochaines décennies, il semble quasi-inévitable que la plupart des îles situées dans notre aire d'étude (et même au-delà) connaissent des modifications dans l'état de leur environnement glacé. La problématique décrite ici est donc un élément à considérer lorsqu'il s'agit de conserver des écosystèmes insulaires nordiques et d'évaluer la trajectoire future de leurs

communautés animales et végétales. La question sera de savoir ce qu'il est possible et/ou justifié de faire pour la conservation de ces écosystèmes face à un changement global, de cause anthropique, mais, à court terme, inévitable et irréversible.

En combinant deux échelles spatiales (régionale et locale) et deux champs d'étude (biologie et géographie physique), cette étude permet de mieux comprendre les impacts locaux d'un changement global. Il s'agit d'une première exploration de la question des impacts possibles de l'actuelle dégradation des glaces de mer sur la biogéographie des écosystèmes insulaires nordiques. Nous espérons que les conclusions et les interrogations qu'elle a générées permettront à d'autres de pousser plus loin la réflexion théorique à ce sujet et d'appliquer ces idées de façon plus pratique, dans un contexte de conservation.